

Kalayhteisöt humusjärvien ekologisen tilan luokittelussa

Pohjois-Karjalan vesistöjen tilan parantaminen

**Jukka Kekäläinen, Ari Voutilainen, Hannu Huuskonen ja
Markku Viljanen**



Kalayhteisöt humusjärvien ekologisen tilan luokittelussa

Pohjois-Karjalan vesistöjen tilan parantaminen

Jukka Kekäläinen, Ari Voutilainen, Hannu Huuskonen ja Markku Viljanen



POHJOIS-KARJALAN
YMPÄRISTÖKESKUS

POHJOIS-KARJALAN YMPÄRISTÖKESKUKSEN
RAPORTTEJA 5 | 2007
Pohjois-Karjalan ympäristökeskus

Taitto: Aki Hassinen
Kansikuva: Pusonjärvi, Aki Hassinen
Sisäsivujen kuvat: Jukka Kekäläinen

Julkaisu on saatavana myös internetistä:
www.ymparisto.fi/julkaisut

Edita Prima Oy, Helsinki 2007

ISBN 978-952-II-2869-1 (nid.)
ISBN 978-952-II-2870-7 (PDF)
ISSN 1796-1874 (pain.)
ISSN 1796-1882 (verkkokj.)

ESIPUHE

Pohjois-Karjala on järvien ja jokien maakunta. Suuret järvet sekä lammet ja joet luovat monimuotoista luonnon maisemakuvaa, johon yhdistyy arvokkaita kulttuuriympäristöjä vanhan asutuksen sijoittuessa – vaarojen lakialueiden ohella – vesistöjen varsille. Vesistöt ovat tärkeä osa pohjoiskarjalaisten elämää. Loma-asutus, veneily ja kalastus ovat edelleenkin tärkeimpiä vesistöjen käyttömuotoja maakunnassa. Vesistöt tarjoavat kasvavalle luontomatkailulle omaleimaisia kohteita ja tukevat näin paikallisten elinkeinojen kehittämistä.

Pohjois-Karjalan vesistöjen tila on viime vuosina parantunut. Pistemäistä kuormitusta, asumajätevesien ja teollisuuslaitosten tuottamia jätevesiä, on vähennetty tehokkaasti uusinta teknologiaa käyttäen. Vesiensuojelun kannalta hajakuormituksen, maa- ja metsätalouden aiheuttaman kuormituksen merkitys onkin korostunut viime vuosina. Intensiivinen metsätalouden ja alueellisesti merkittävän maatalouden kuormituksen vähentäminen ovatkin tämän hetken keskeisiä vesiensuojelukysymyksiä.

Osana alueellista yhteistyötä Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, Joensuun yliopiston Ekologian tutkimusinstituutti (ETI, aiemmin Karjalan tutkimuslaitoksen ekologian osasto) ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos käynnistivät vuonna 2004 hankkeen ”Pohjois-Karjalan vesistöjen tilan parantaminen”. Hankkeen tavoitteena oli selvittää Pohjois-Karjalalle tyypillisten humuspitoisten vesistöjen tilaa biologian (kasviplankton, piilevät, vesikasvit, pohjaeläimet ja kalasto) ja vesikemian avulla. Hankkeessa selvitettiin myös valuma-alueelta vesistöön kohdistuvan kuormituksen ja vesistöjen ekologisen tilan suhdetta. Kerätyn pohjatiedon perusteella hankkeessa mukana olleille järville arvioitiin vesiensuojelun tarvetta. Hankkeesta saatuja tietoja voidaan käyttää jatkossa myös arvioitaessa Pohjois-Karjalan muiden humusvesien tilaa sekä hoito- ja kunnostustarpeita. Keskeinen osa oli myös paikallisten asukkaiden osallistuminen kotijärviensä tilan arviointiin hankkeessa tehdyn kyselyn avulla.

Hankkeen tuottamaa tietoa, loppuraportin ohella, on tarkemmin esitelty viidessä erillisraportissa sekä hankkeen omilla internetsivuilla. Lisäksi hanke tuotti kansalaisille tarkoitettua vesiensuojelun yleisesitteen sekä internetsivuston. Hanke tukee merkittävästi myös Euroopan unionin vesipolitiikan puitteiden edellyttämää pintavesien ekologisen tilan arviointityötä Pohjois-Karjalassa.

Hankkeen suunnittelusta ja koordinoinnista sekä loppuraportin ja piileväraportin laatimisesta on vastannut suunnittelija, FL Minna Kukkonen (Pohjois-Karjalan ympäristökeskus), kasviplankton selvityksistä tutkija FL, MMK Anna-Liisa Holopainen (Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, ETI), pohjaeläinselvityksistä tutkija FM Markus Leppä (ETI), vesikasviselvityksistä Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskus, FM (väit.) Juhani Hynynen, kalastoselvityksistä FM Jukka Kekäläinen (ETI) ja Mikko Olin (RKTL) ekologisen tilan arvioinnista kalaston perusteella. Maankäyttöön ja karttoihin liittyvästä paikkatietoaineistojen käsittelystä vastasi ins. (AMK, ympäristöteknologia) Aki Hassinen.

Osallistujatahot haluavat kiittää tekijöitä ja kaikkia hankkeeseen osallistuneita ja toivovat, että nyt valmistunut hanke omalta osaltaan luo parempia valmiuksia pohjoiskarjalaisten vesistöjen tilan parantamiseksi sekä lisää ihmisten ympäristötietoisuutta ja -osaamista.

Hannu Luotonen
Pohjois-Karjalan
ympäristökeskus

Markku Viljanen
Ekologian tutkimusinstituutti
Joensuun yliopisto

Martti Rask
Riista- ja kalatalouden
tutkimuslaitos

SISÄLLYS

Esipuhe	3
1 Johdanto	7
2 Aineisto ja menetelmät	8
2.1 Tutkimusjärvet	8
2.2 Koekalastukset	9
2.3 Näytteiden käsittely	10
2.4 Järvien ekologisen tilan määrittäminen	10
3 Tulokset	11
3.1 Saalislajit ja -lajien runsaudet	11
3.2 Painotetut yksikkösaaliit	13
3.3 Kalojen ikä, kasvu ja sukupuoli	14
3.4 Järvien ekologinen tila	18
4 Tulosten tarkastelu	20
4.1 Järvikohtaiset lajimäärät ja yksikkösaaliit	20
4.2 Ahvenen ja särjen ikä ja kasvunopeus	21
4.3 Järvien ekologisen tilan luokittelun luotettavuus	22
Lähteet	24
LIITE I	25
Mitä ahventen morfologiset erot kertovat järvien ekologisesta tilasta	25
1 Johdanto	27
2 Aineisto ja menetelmät	28
3 Tulokset	29
3.1 Järvien välinen muuntelu	29
3.1.1 Ranta	29
3.1.2 Ulappa	29
3.2 Järvien sisäinen muuntelu	30
3.3 Petokalojen runsauden vaikutus ahventen ruumiinmuotoon	31
4 Tulosten tarkastelu	33
4.1 Järvien väliset erot	33
4.2 Järvien sisäiset erot	34
4.3 Ahventen morfologiset piirteet järvien ekologisen luokittelun tukena	34
Lähteet	35

LIITE 2.....	37
Epidermaalisen papillomatoosin esiintyminen neljässä pienessä, runsashumuksisessa pohjoiskarjalaisessa metsäjärvessä	37
1 Johdanto	38
2 Aineisto ja menetelmät.....	39
2.1 Tutkimusjärvet	39
2.2 Kalanäytteiden hankinta ja käsittely sekä tilastolliset analyysit	40
3 Tulokset.....	41
4 Tulosten tarkastelu	42
Lähteet.....	43
Kuvailulehti... ..	44
Presentationsblad	45
Documentation page.....	46

1 Johdanto

EU:n vesipolitiikan puitedirektiivi (2000/60/EY) edellyttää pintavesien (järvet, joet ja rannikkovedet) tyypittelyä ja ekologista luokittelua. Tyypittelyssä määritellään jokaiselle tyypille ominaiset hydrologis-morfologiset ja fysikaalis-kemialliset sekä biologiset ns. luonnontilaa edustavat vertailuolosuhteet, joihin pintavesien tilaa luokittelussa verrataan.

Järvien ekologinen luokittelu tapahtuu neljän biologisen muuttujan (kasviplankton, vesikasvit, pohjaeläimet ja kalat) perusteella. Lisäksi luokittelussa käytetään hydrologis-morfologisia ja fysikaalis-kemiallisia tekijöitä biologisen luokittelun tukena. Kalastosta seurattavia laatutekijöitä ovat koostumus, runsaussuhteet ja ikärakenne. Kyseisten tekijöiden pohjalta on kehitetty yhdeksän muuttujaa sisältävä kalayhteisöindeksi, jonka avulla ekologinen luokittelu tapahtuu (Tammi ym. 2006). Luokittelun perustana ovat ns. ekologiset laatusuhteet (ecological quality ratio, EQR), jotka kuvaavat kohdevesistöstä havaittujen muuttujien arvojen poikkeamaa luonnontilaisista vertailuarvoista.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli hankkia tietoa humusjärvien kalayhteisöjen rakenteesta ja testata suomalaisen kalayhteisöindeksin toimivuutta kyseisten järvien ekologisen tilan luokittelussa. Tutkimus toteutettiin osana Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen vetämää ”Pohjois-Karjalan vesistöjen tilan parantaminen” -hanketta, jonka tavoitteena on selvittää hajakuormituksen rasittamien tummavetisten järvien ekologista tilaa ja siihen vaikuttavia tekijöitä. Kalastoon perustuva järvien luokittelu on kehittynyt Suomessa kalaosion raportin valmistumisen jälkeen. Uusi Suomen ympäristökeskuksen sekä Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen (2007) mukainen luokittelu on hankkeen yhteenvetoraportissa (Kukkonen ym. 2007).

Tässä kalaraportissa on kolme osiota. Ensimmäisenä on 8 hankejärven kalastoselvitys. Sen liitteenä on ensin Kekäläisen, Kähkösen ja Huuskosen selvitys ahvenien morfologian ja humusvesien yhteydestä. Kolmantena on Taskisen selvitys ympäristöstressiä ilmentävän papillomatoosin esiintymisestä hankejärvissä.

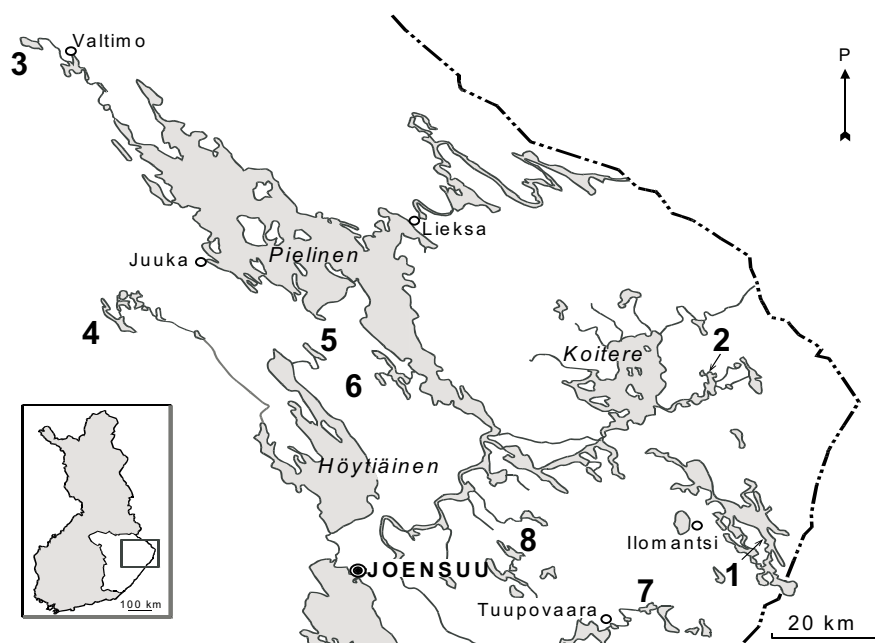
2 Aineisto ja menetelmät

2.1

Tutkimusjärvet

Tutkimukseen valittiin kahdeksan järveä eri puolilta Pohjois-Karjalaa (kuva 1, taulukko 1). Järvistä kaksi, Petkel- ja Pusonjärvi, otettiin mukaan edustamaan mahdollisia luonnontilaisia vertailujärviä. Vuoden 2002 tyypittelyn (Pilke ym. 2002) mukaan Puson- ja Tuopanjärvi sekä Uramo kuuluvat järvi-tyyppiin 2 (pienet humusjärvet), Petkel-, Kinnas-,

Harkko- ja Koppelojärvi tyyppiin 6 (runsashumuksiset järvet) ja Kajaanjärvi tyyppiin 3 (keskikokoiset humusjärvet). Ympäristöministeriön helmikuussa 2006 antaman uuden tyypittelyohjeen (Ympäristöministeriö 2006) mukaisesti Pusonjärvi, Tuopanjärvi ja Uramo kuuluvat tyypiltään pieniin humusjärviin (Ph), Kajaanjärvi keskikokoisiin humusjärviin (Kh), Kinnasjärvi, Harkkojärvi ja Koppelojärvi runsashumuksisiin järviin (Rh) sekä Petkeljärvi lyhytviipymäisiin järviin (tarkemmin Kukkonen ym. 2007).



Kuva 1. Tutkimusjärvien sijainti. Järvien numerot viittaavat taulukkoon 1.

Taulukko 1. Tutkimusjärvien tyyppi (Ympäristöministeriö 2006 mukaan), pinta-ala ja keskisyyvyys sekä heinä-elokuussa 2005 mitatut vesikemialliset tiedot (päälysvesi/alusvesi).

Järvi	Tyyppi	Pinta-ala ha	Keskisyvyys m	Väri-luku mg Pt l ⁻¹	pH	Kokonais-fosfori µg l ⁻¹	Kokonais-typpi µg l ⁻¹	Klorofylli a µg l ⁻¹
1. Petkeljärvi	Lv	176	3,1	160/180	6,2/5,8	19/28	380/520	11
2. Harkkojärvi	Rh	437	3,5	100/140	6,7/6,0	11/16	400/620	7
3. Koppelojärvi	Rh	471	4,6	110/120	6,7/5,6	13/11	520/530	44
4. Kajaanjärvi	Kh	552	11,3	80/90	7,0/6,3	10/8	440/510	7
5. Tuopanjärvi	Ph	316	4,4	80/80	6,8/6,1	11/12	480/690	18
6. Pusonjärvi	Ph	165	7,3	70/80	7,0/6,2	6/6	470/570	3
7. Kinnasjärvi	Rh	139	4,4	140/180	6,5/5,5	19/35	410/730	16
8. Uramo	Ph	326	5,8	110/120	6,7/5,6	13/11	330/410	6

Tutkimusjärvien lähivaluma-alueiden koot vaihtelevat Kinnasjärven 1 002 hehtaarista Koppelojärven 10 596 hehtaariin, taulukko 2. Tuopan-, Kajoon-, Petkel-, Kinnas- ja Harkkojärvellä on lähivaluma-alueen lisäksi kaukovaluma-alueet. Muita voidaan pitää latvavesinä.

Järvien valuma-alueille on määritetty maankäyttö Corine 2000 satelliittikuva-aineiston avulla ja laskettu ravinnekuormitus ominaishuhtoumakertoimien ja em. satelliittikuvista laskettujen maankäyttöalueiden mukaan, (tarkemmin Kukkonen ym. 2007). Kokonaisravinnekuormat ovat laskennallisia arvioita, joihin on huomioitu em. maankäyttö sekä viimeisen 10 vuoden aikana tehdyt metsäojitukset. Raportin maankäyttö- ja kuormitusosiossa keskitytään lähivaluma-alueiden maankäyttö- ja kuormitustietoihin.

Järvien valuma-alueista on suurin osaa metsää; maapinta-alasta metsän osuus vaihtelee 56–74 %:in, taulukko 2. Turvemaan osuus maa-alasta on pienin Kinnasjärvellä 16 % ja suurin Koppelojärvellä 39 %. Maataloutta on eniten Kinnasjärvellä, noin 10 % valuma-alueesta, kun sen osuus muilla järvillä on alle 6 %:n.

Järvien lähivaluma-alueiden ravinnekuormitus koostuu pääosin luonnonhuuhtoumasta ja ilmalaskeumasta. Luonnonhuuhtouma on ihmisvaiikutuksesta riippumatonta, maaperästä sateen ja muiden sääilmiöiden irrottamaa ravinnetta, joka kulkeutuu vesistöön. Ilmaperäinen kuormitus on ilmapvirtauksien ja sateen mukana tulevaa kuormaa suoraan vesistöön. Ihmistöimintä, kuten metsien hakkuu, ojitus ja maanviljely valuma-alueella lisäävät huuhtoutuvaa ravinnemäärää.

Kohdevesistöjen lähivaluma-alueelta tuleva laskennallinen vuotuinen fosforikuorma vaihtelee 220–980 kg ja typpikuormitus 4 200–31 500 kg

välillä, taulukko 2. Luonnonhuuhtouman osuus on suurin lähes jokaiselta valuma-alueelta, fosforin osalta 25–53 % ja typen 21–40 %. Pienintä luonnonhuuhtouma on Kinnas- ja Kajoonjärvellä, joissa molemmissa maatalouden aiheuttama kuormitus on suuri. Asutuksen ja rakennetun ympäristön osuus on pieni kaikilla järvillä; Harkkojärvellä se on lähes 0 %, Kajoon- ja Kinnasjärvellä korkein 5–6 % (Kukkonen ym. 2007). Metsätaloustoimenpiteiden osuus kuormituksesta on korkein Koppelojärvellä, ja matalin Kinnasjärvellä. Ojitusintensiteetti, mikä kertoo ojametrien määrän valuma-aluehehtaaria kohti (mukana kaikki alle 2 m leveät ojat), on korkeinta Koppelo- ja Tuopanjärven lähivaluma-alueella ja matalinta Kinnasjärvellä ja Uramolla. Tuopan-, Kajoon-, Petkel-, Kinnas- ja Harkkojärvellä kaukovaluma-alueelta tuleva kuormitus lisää ravinteiden määrää. Noin 25 % kaukovaluma-alueen ravinteista kulkeutuu alapuoliseen vesistöön, jolloin Tuopanjärven laskennallinen kuormitus kasvaa vuodessa 125 kg, Kajoonjärven 336 kg, Petkeljärven 558 kg, Kinnasjärven 663 kg ja Harkkojärven 272 kg.

2.2

Koekalastukset

Verkkokoekalastukset suoritettiin 11.7.–1.9.2005 välisenä aikana. Kukin järvi kalastettiin kahteen kertaan neljän viikon välein. Koeverkkoina käytettiin NORDIC-yleiskatsausverkkoja, joiden pituus on 30 m, korkeus 1,5 m ja joiden liina koostuu 12 eri silmäkoosta (solmuvälit 5–55 mm). Verkot laskettiin pyyntiin yleensä klo 13–15 ja nostettiin seuraavana päivänä klo 7–9. Siten verkot olivat

Taulukko 2. Tutkimusjärvien lähivaluma-alueiden (Lva) ja kaukovaluma-alueiden (Kva) koko (ha), lähivaluma-alueen maankäyttömuotojen osuus maapinta-alasta (%), laskennallinen fosfori- ja typpikuormitus (kg a⁻¹), eri kuormituslähteiden (luonnonhuuhtouma, ilma, maatalous ja metsätalous) osuudet kokonaiskuormasta (P/N %) sekä ojitusintensiteetti (m ha⁻¹) (Kukkonen ym. 2007).

Järvi	Lva ha	Kva ha	Metsä %	Turve %	Maa- talous %	P kg a ⁻¹	N kg a ⁻¹	Luon- nonh. P/N %	Maa- talous P/N %	Metsä- talous P/N %	Ojat m ha ⁻¹
Petkeljärvi	2 610	20 893	68	29	0,3	250	7 300	47/39	4/1	5/27	77
Harkkojärvi	2 667	14 938	64	30	1,0	260	8 500	43/31	3/2	11/38	77
Koppelojärvi	10 596	-	69	39	2,0	980	31 500	53/40	15/6	16/43	121
Kajoonjärvi	2 168	10 308	56	18	5,0	380	8 600	25/21	28/24	9/31	61
Tuopanjärvi	3 122	4 286	56	31	6,0	470	11 500	33/23	28/14	11/14	93
Pusojjärvi	2 346	-	62	22	3,0	260	7 500	44/33	19/10	14/41	81
Kinnasjärvi	1 002	27 095	62	16	10,0	220	4 200	25/22	46/29	5/27	48
Uramo	4 506	-	74	22	1,0	430	11 900	47/38	8/4	12/34	53

pyynnissä keskimäärin 18 tuntia. Pyyntipaikat valittiin ositetun satunnaisotannan periaatteiden mukaisesti. Järvet jaettiin numeroituihin ruutuihin, joiden joukosta verkkopaikat arvottiin syvyysvyöhykkeittäin (0–3, 3–6, 6–10, 10–20 ja yli 20 m). Kullekin syvyysvyöhykkeelle laskettujen verkkojen lukumäärä suhteutettiin kyseisen vyöhykkeen osuuteen koko järven tilavuudesta (taulukko 3). Järvikohtaiset yksikkösaaliit laskettiin summaamalla jokaisen syvyysvyöhykkeen yksikkösaaliiden keskiarvot painotettuna kunkin syvyysvyöhykkeen koolla. Vertailun vuoksi laskettiin myös järvien painottamattomat yksikkösaaliit. Pohjaverkkojen lisäksi käytettiin myös pinta- ja välivesiverkkoja. Alle 3 m syvyysvyöhykkeellä käytettiin vain pohjaverkkoja, 3–6 m vyöhykkeellä pohja- ja pintaverkkoja ja yli 6 m vesialueilla myös välivesiverkkoja taulukon 3 mukaisesti. Verkkojen laskemisen ja nostamisen yhteydessä mitattiin veden ja ilman lämpötila ja arvioitiin tuulen suunta ja voimakkuus sekä pilvisyysaste (0–8).

2.3

Näytteiden käsittely

Jokainen verkko käsiteltiin itsenäisesti paneeli (sil-mäharvuus) kerrallaan ja jokaisen paneelin saalis-kalat pidettiin erillään toisistaan. Kalat määritettiin lajilleen ja laskettiin lajikohtaiset kappalemäärät ja punnittiin yhteispainot. Kaikkien saaliskalojen pituus mitattiin ja kalat ryhmiteltiin 0,5 cm välein pituusluokkiin lajikohtaisen pituusjakauman määrittämiseksi. Ahvenesta, kiiskestä ja särjestä pyrittiin jokaisella pyyntikerralla ottamaan jokaisesta

saaliiksi saadusta pituusluokasta kaksi yksilöä yksilöllisiin mittauksiin. Pyrkimyksenä oli saada vähintään 100 yksilön mahdollisimman edustava, kaikki pituusluokat käsittävä otos jokaisesta tutkimusjärvestä. Lisäksi Kajoon-, Tuopan-, ja Kinnasjärvestä otettiin otos myös salakoista. Jokaisen otoskalan paino ja pituus mitattiin sekä sukupuoli määritettiin. Lisäksi kaloista otettiin suomenäytteet ja päällimmäinen kiduskannen luu (operculum) iän- sekä kasvunmäärittystä varten.

2.4

Järvien ekologisen tilan määrittäminen

Järvien ekologisen tilan arviointi tapahtui Suomessa kehitetyn kalayhteisöindeksin avulla (Tammi ym. 2006). Indeksien antamia tuloksia verrattiin Ruotsissa kehitettyyn FIX-indeksiin (Appelberg ym. 2000). Molemmissa indekseissä luokitte-lu tapahtuu samojen muuttujien perusteella: 1. kalalajien lukumäärä, 2. lajisuhteiden tasaisuus (Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksi), 3. kalojen kokonaisbiomassa (verkkojen keskimääräinen yksikkösaalis), 4. kalojen kokonaisyksilömäärä (verkkojen keskimääräinen yksikkösaalis), 5. särkikalojen osuus kokonaisbiomassasta ja 6. petomaisten ahven- ja kuhayksilöiden (pituus yli 15 cm) biomassaosuus. Lisäksi luokittelussa käytettiin suomalaisen indeksin neljää muuttujaa (biomassa, yksilömäärä, särkikalojen biomassaosuus ja indikaattorilajit) käsittävää muunneltua. Kyseisten muuttujien on havaittu olevan herkkiä erityisesti rehevöitymisen aiheuttamille ympäristömuutoksille (Tammi ym. 2006).

Taulukko 3. Koekalastuksissa käytettyjen verkkojen yhteismäärät (2 kalastuskertaa/järvi) eri järvissä ja syvyysvyöhykkeillä. Po = pohjaverkko, pi = pintaverkko, välivesiverkot on kuvattu verkon pyyntisyvyyden mukaan (3, 5 ja 10 m). PP = pyyntiponnistus (verkkojen kokonaismäärä), PP:ha = pyyntiponnistuksen suhde järven pinta-alaan.

Syvyysvyöhyke m																				
Järvi	0–3		3–6		6–10				10–20				>20							
	po	pi	po	yht.	pi	3 m	po	yht.	pi	3 m	5 m	po	yht.	pi	5 m	10 m	po	yht.	PP	PP:ha
Harkkojärvi	27	6	6	12	3	3	3	9											48	0,11
Kajoonjärvi	12	5	5	10	3	3	3	9	4	4	4	4	16	3	3	3	3	12	59	0,11
Kinnasjärvi	20	8	8	16	3	3	3	9	2	2	2	2	8						53	0,39
Koppelojärvi	23	7	7	14	5	5	5	15	2	2	2	2	8						60	0,13
Petkeljärvi	20	7	7	14	2	2	2	6											40	0,24
Pusonjärvi	18	10	10	20	2	2	2	6	2	2	2	2	8						52	0,32
Tuopanjärvi	23	10	10	20	3	3	3	9	2	2	2	2	8						60	0,19
Uramo	18	8	8	16	6	6	6	18	2	2	2	2	8						60	0,19
Yhteensä	161	61	61	122	27	27	27	81	14	14	14	14	56	3	3	3	3	12	432	

3 Tulokset

3.1

Saalislajit ja -lajien runsaudet

Koekalastuksissa saatiin 13 kalalajin yksilöitä ja lisäksi kaksi kappaletta särkilahnoja (taulukko 4 ja 5). Yleisimmät kalalajit olivat ahven, särki ja kiiski, jotka esiintyivät kaikissa kahdeksassa tutkimusjärvennessä. Yhdessäkään järvennessä ei tavattu kaikkia 13 kalalajia. Vähiten lajeja (5 kpl) saatiin Pusonjärvestä ja eniten Harkkojärvestä (kuva 2), Kinnasjärvestä ja Uramosta (11 kpl). Tuopan- ja Kinnasjärvestä saatiin molemmista yksi särkilahna. Kaikkien järvien yhteenlaskettu kokonaissaalis oli 345,8 kg ja 18 820 yksilöä. Ylivoimaisesti runsaimmat kalalajit olivat ahven (181,1 kg, 52,4 % kokonaissaaliista) ja särki (101,8 kg, 29,4 % kokonaissaaliista). Kaikkien muiden lajien saalismäärät olivat alle 5 % kokonaissbiomassasta.

Yksikkösaalisarvion luotettavuus paranee, kun vesialue jaetaan syvyysvyöhykkeisiin ja jokaiselta vyöhykkeeltä lasketaan omat yksikkösaalisarviot, jotka yhdistetään kokonaisarvioksi (Degerman ym. 1988). Järvikohtaiset painotetut ja painottamattomat yksikkösaalisarviot erosivat huomattavasti toisistaan (kuva 3). Syvyysvyöhykkeiden tilavuudella painotettaessa saatiin huomattavasti suuremmat yksikkösaalisarviot, kuin laskettaessa yksikkösaaliit suoraan verkkokohtaisten yksikkösaaliiden keskiarvon perusteella. Suhteellisesti suurin ero

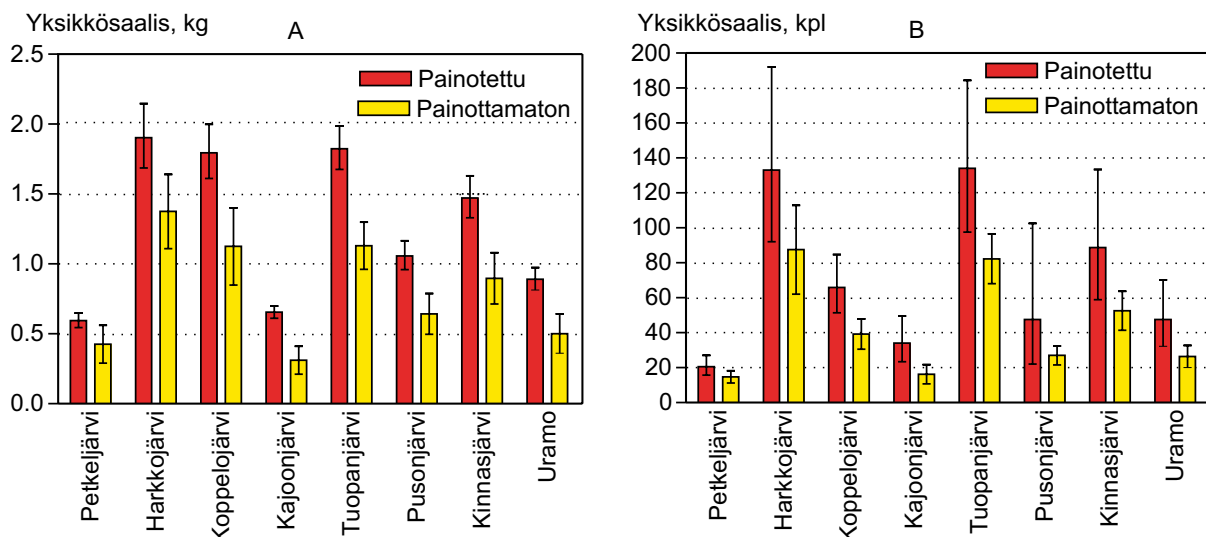


Kuva 2. Harkkojärven saalista.

yksikkösaaliiden välillä oli keskisyvyydeltään suurimmassa Kajoanjärvennessä, jossa myös syvyysvyöhykkeiden lukumäärä oli muita järviä suurempi.

Taulukko 4. Koekalastuksissa saatujen kalalajien esiintyminen kahdeksassa tutkimusjärvennessä, saaliskalojen kokonaismäärä, kokonaispaino ja kunkin lajin %-osuudet kokonaissaaliista sekä saaliskalojen keskipaino. 1 = lajia tavattiin yhdessä järvennessä, 8 = lajia tavattiin kaikissa järvennessä.

Laji	Yleisyys 1–8	Kokonaismäärä		Kokonaispaino		Keski- paino
		n	%	kg	%	g
Ahven (<i>Perca fluviatilis</i> L.)	8	10 690	56,8	181,1	52,4	16,9
Särki (<i>Rutilus rutilus</i> L.)	8	6 259	33,3	101,8	29,4	16,3
Kiiski (<i>Gymnocephalus cernuus</i> L.)	8	562	3,0	3,7	1,1	6,6
Siika (<i>Coregonus lavaretus</i> L.)	7	18	0,1	2,3	0,7	126,2
Hauki (<i>Esox lucius</i> L.)	7	15	<0,1	7,2	2,1	476,9
Salakka (<i>Alburnus alburnus</i> L.)	6	1 009	5,4	13,6	3,9	13,4
Kuha (<i>Sander lucioperca</i> L.)	6	50	0,3	15,7	4,6	314,3
Muikku (<i>Coregonus albula</i> L.)	5	46	0,2	0,7	0,2	15,9
Lahna (<i>Abramis brama</i> L.)	4	102	0,5	14,7	4,3	144,1
Seipi (<i>Leuciscus leuciscus</i> L.)	4	27	0,1	0,8	0,2	29,7
Mäde (<i>Lota lota</i> L.)	3	11	<0,1	1,5	0,4	136,5
Kuore (<i>Osmerus eperlanus</i> L.)	2	22	0,1	0,2	<0,1	9,8
Säyne (<i>Leuciscus idus</i> L.)	2	7	<0,1	2,5	0,7	359,2
Särkilahna (<i>R. Rutilus</i> L. x <i>A. brama</i> L.)	2	2	<0,1	<0,1	0,1	27,2
Yhteensä		18 820	100	345,8	100	



Kuva 3. Syvyysvyöhykekohtaisilla vesitilavuuksilla painotetut ja painottamattomat kaikkien lajien yhteenlasketut yksikkösaaliit (A kg verkko⁻¹ ja B kappale verkko⁻¹) (\pm 95 % luottamusväli) tutkimusjärvissä.

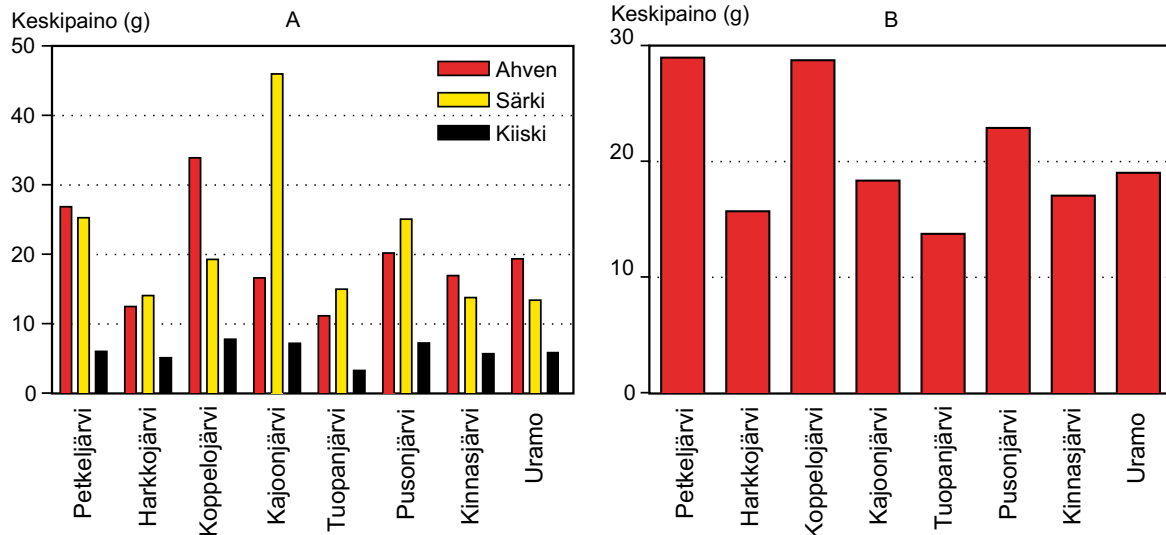
Biomassan perusteella suurimmat yksikkösaaliit olivat Harkkojärvessä (painottamaton 1,38 kg, painotettu 1,90 kg). Tuopanjärvessä ja Koppelojärvessä kalojen biomassapohjainen yksikkösaalis tosin oli etenkin painotetulla tavalla laskettuna lähes yhtä suuri kuin Harkkojärvessä. Painottamaton yksikkösaalis oli pienin Kajoonjärvessä (0,31 kg), mutta painotettu yksikkösaalis Petkeljärvessä (0,59 kg). Yksilömäärän perusteella tarkasteltuna yksikkösaaliiden runsaussuhteet muuttuivat. Tuopanjärvessä ja Harkkojärvessä olivat myös yksilömäärältään selkeästi suurimmat yksikkösaaliit, mutta kolmanneksi suurimmat yksikkösaaliit saatiin Kin-

nasjärvestä. Koppelojärvellä kalojen keskikoko oli suhteellisen suuri, mikä selittää eron biomass- ja yksilömääräpohjaisissa yksikkösaaliissa (kuva 4).

Kaikkien kalojen yhteenlaskettu keskipaino oli suurin Petkeljärvessä ja Koppelojärvessä ja pienin Tuopanjärvessä (kuva 4 ja 5). Särkien keskipaino oli selkeästi suurin Kajoonjärvessä (46,0 g). Suurimmat ahvenet saatiin Koppelojärvestä (33,9 g) (kuva 6). Kiisken osalta Tuopanjärvi erottui joukosta kalojen pienen koon takia. Tuopanjärvessä kiiskien keskipaino oli 3,3 g, kun muissa järvissä kalojen paino oli keskimäärin yli 5 g.

Taulukko 5. Kalalajien järvikohtainen esiintyminen tutkimusjärvissä (+ = laji esiintyi järvessä).

	Kinnasjärvi	Harkkojärvi	Uramo	Petkeljärvi	Tuopanjärvi	Koppelojärvi	Kajoonjärvi	Pusonjärvi
Ahven	+	+	+	+	+	+	+	+
Särki	+	+	+	+	+	+	+	+
Kiiski	+	+	+	+	+	+	+	+
Hauki	+	+	+	+		+	+	+
Siika	+	+	+	+	+		+	+
Kuha	+	+	+	+	+	+		
Salakka	+	+	+		+	+	+	
Muikku	+	+	+	+			+	
Lahna	+	+	+		+	+		
Seipi		+	+	+		+		
Made	+	+						
Kuore			+		+			
Säyne	+			+				
Särkilahna	+				+			
Lajien määrä	12	11	11	9	9	8	7	5



Kuva 4. Ahvenen, särjen ja kiisken (A) sekä kaikkien kalojen (B) keskipaino tutkimusjärvisissä.

3.2

Painotetut yksikkösaaliit

Ahven oli biomassan perusteella runsain kalalaji kaikkien järvien painotetussa yksikkösaaliissa (kuva 7). Särkiä oli toiseksi eniten kaikkien muiden järvien saaliissa paitsi Petkeljärven, jossa säyneiden biomassassa oli särkiä suurempi. Kajoonjärven salakoita (17,8 %) oli lähes yhtä paljon kuin särkiä (18,5 %). Ahventen osuus painotetusta kokonaisyksikkösaaliista (kg/verkko) oli tutkimusjärvisissä keskimäärin 52,4 % (vaihteluväli 40,8–66,6 %). Särkien osuus oli keskimäärin 27,1 % (8,4–40,4 %). Muiden lajien määrät olivat alle 5 %.

Kalaryhmittäin tarkasteltuna ahvenkalat olivat runsain ryhmä kuuden järven saaliissa. Särkikalat hallitsivat kalastoa Tuopanjärven ja Kinnasjärven yksikkösaaliissa. Näissä järvisä särkikalojen osuus kalojen kokonaismäärästä oli yli 50 %. Tuopanjärvestä ei saatu lainkaan mateita eikä haukia ja myös kuhien määrä oli alhainen, 0,7 %. Koekalastuksien perusteella petokalojen osuus kalastosta oli Tuopanjärven saaliissa varsin vähäinen. Lohikalajien biomassassa ei yhdessäkään järvisä ylittänyt 5 %. Eniten lohikalajia (4,8 %) ja muita kaloja (made ja hauki, 8,8 %) oli Kajoonjärven saaliissa. Ahvenkalajia oli runsaimmin Petkeljärven saaliissa (74,4 %), jossa vastaavasti särkikalajien osuus oli kaikkein pienin (23,7 %).

Ahvenen keskimääräinen yksikkösaalis vaihteli tutkimusjärvisä Kajoonjärven 0,28 kg:n ja Harkkojärven 0,99 kg:n välillä (kuva 8). Särjen yksikkösaalis oli pienin Petkeljärven saaliissa (0,05 kg) ja suurin Tuopanjärven saaliissa (0,61 kg). Myös Kinnas-, Koppelo- ja Harkkojärvi erottuivat särkien biomassan perusteella muista neljästä järvisä, joissa särkiä oli selvästi vähemmän. Kuhia oli selvästi eniten Koppelojärven saaliissa (0,20 kg) ja salakoita Tuopanjärven saaliissa (0,26 kg). Kiisken yksikkösaalis jäi kaikissa järvisä alle 0,05 kg:n. Eniten kiiskiä oli Kajoonjärven saaliissa (0,04 kg). Lahnan yksikkösaaliit selviävät kuvasta 8.



Kuva 5. Tuopanjärven kalojen keskikoko oli varsin pieni.



Kuva 6. Koppelojärven ahvensaalista.

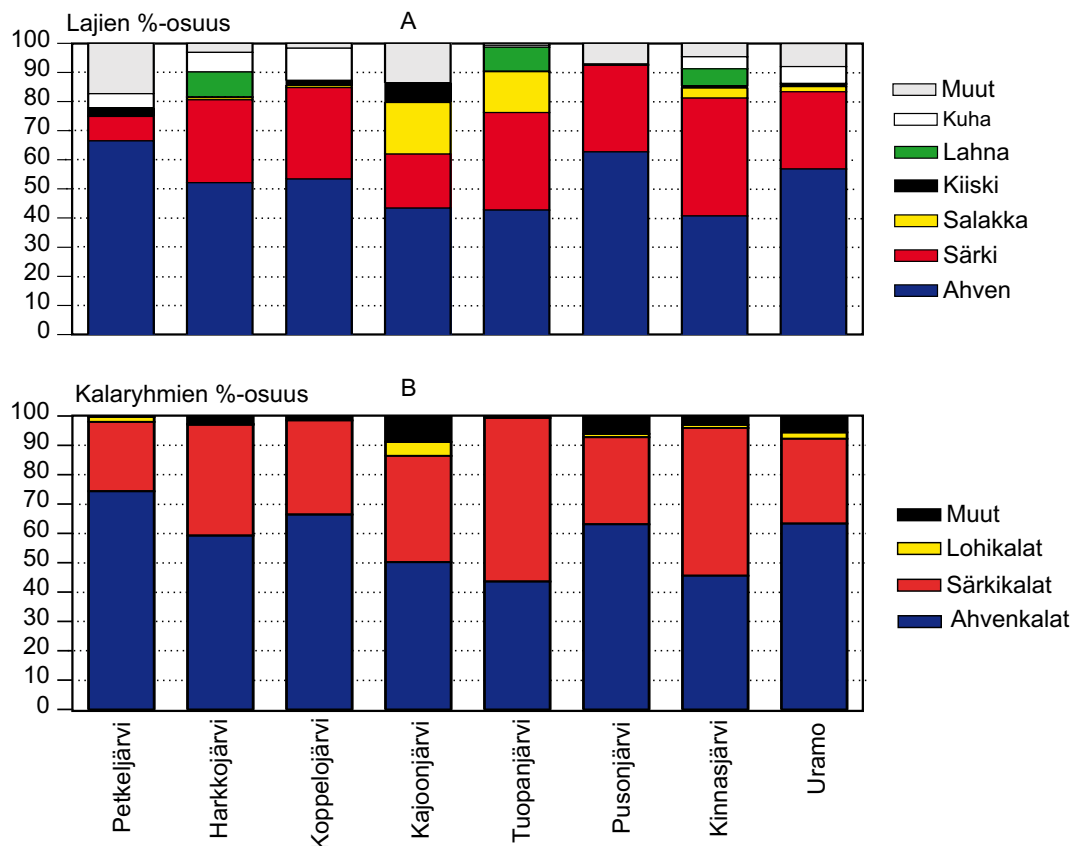
3.3

Kalojen ikä, kasvu ja sukupuoli

Ahvenista suurin osa kuului pituusluokkaan 7,1–7,5 cm (noin 10 % kokonaismäärästä). Etenkin Petkel-, Harkko-, Koppelo- ja Kajojärves-

sä alle 7,5 cm:n mittaisia ahvenia oli runsaasti. Kinnasjärvessä yleisimpiä olivat 8–9 cm:n, Tuopanjärvessä noin 9–11 cm:n ja Pusonjärvessä sekä Uramossa 10–12 cm:n mittaiset ahvenet. Särjen kokonaissaaliissa eniten oli 10–12 cm:n mittaisia ja kiiskisaaliissa 7,5–9,5 cm:n mittaisia yksilöitä. Ahventen ja särkien lajikohtaisissa kasvunopeuksissa ei havaittu suuria järvien välisiä eroja (kuvat 9 ja 10). Molempien kalalajien kasvu oli hitainta Harkkojärvestä, jossa 3-vuotiaat ahvenet olivat keskimäärin 10,9 cm:n ja särjet 10,5 cm:n pituisia. Kinnasjärvessä 3-vuotiaiden särkien keskipituus oli 10,6 cm. Nopeimmin kasvaneet 3-vuotiaat ahvenet saatiin Koppelojärvestä (14,1 cm) ja särjet Pusonjärvestä (12,8 cm).

Ahvenella yksilöiden välisessä kasvunopeudessa oli suuria eroja (kuva 9). Nuorimmissa ikäluokissa ahventen kasvu oli vielä suhteellisen tasaista, mutta vanhemmilla kaloilla ikäluokkakohtainen kokohajonta kasvoi usean järven kohdalla varsin suureksi. Esimerkiksi Uramossa 5-vuotiaiden ahventen pituusvaihtelu oli noin 10–30 cm. Tuopanjärvessä samanikäisten ahventen kokovaihtelu oli varsin vähäistä 5-vuotiaisiin ahveniin saakka, kun taas Kinnasjärvessä ahventen väliset kasvunopeuserot olivat suuria jo 3-vuotiailla kaloilla. Särjellä yksilöiden väliset kasvunopeuserot olivat huomatt-

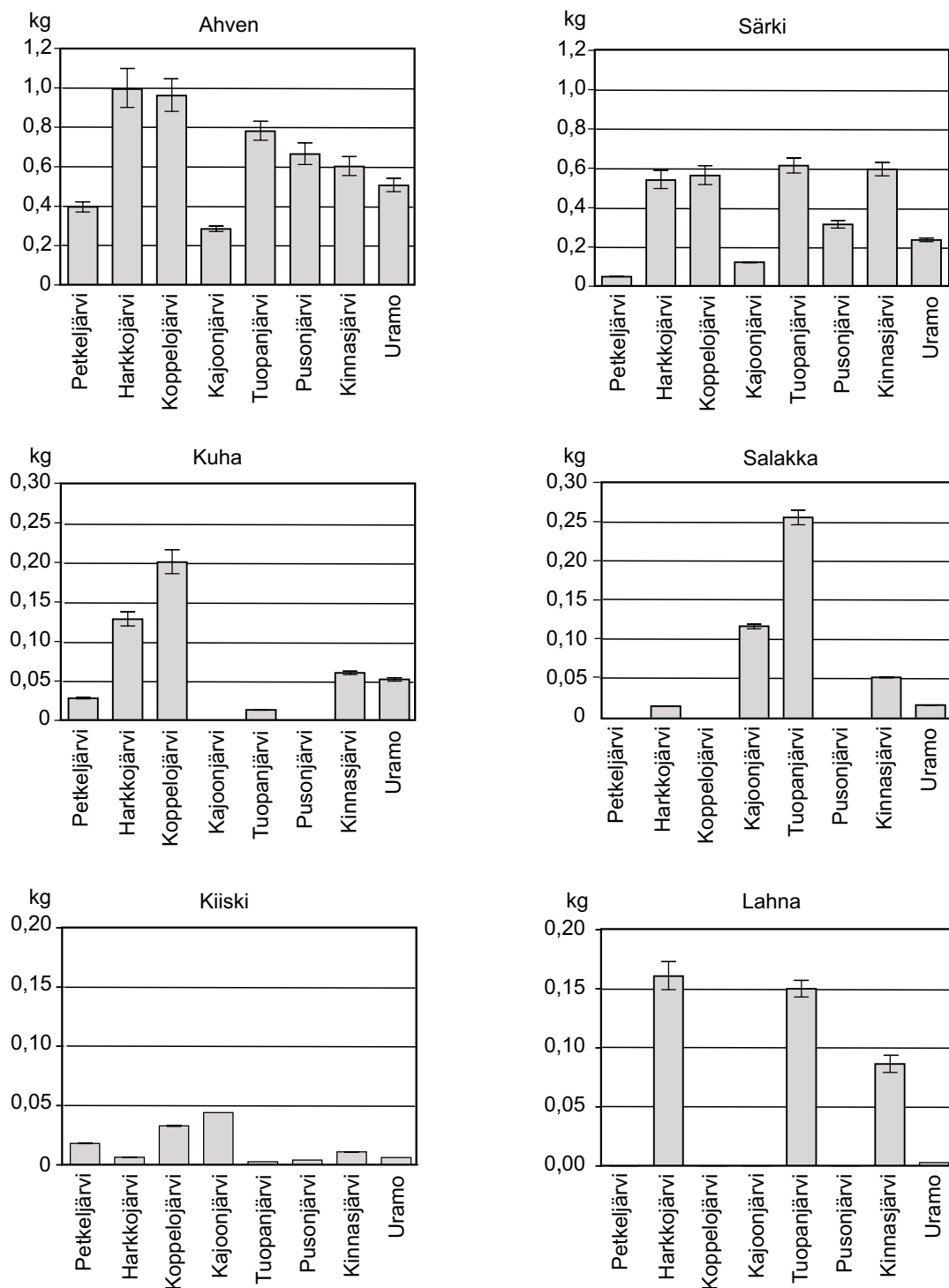


Kuva 7. Eri kalalajien (A) ja kalaryhmien (B) suhteelliset osuudet kalojen painotetusta kokonaissyöksäsaaliista (kg/verkko) tutkimusjärvissä.

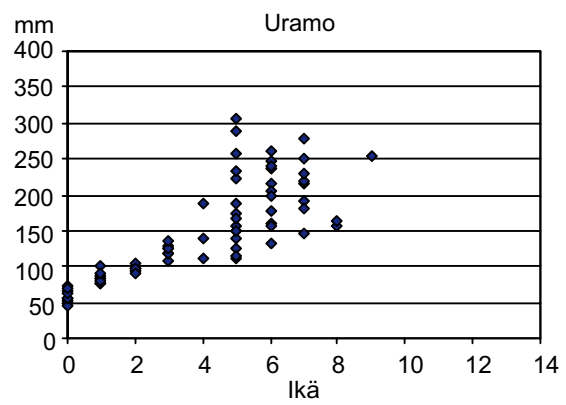
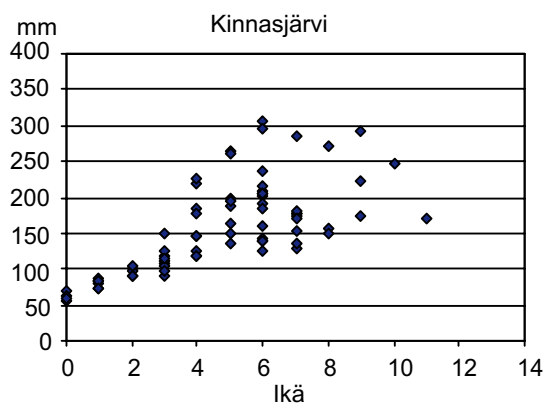
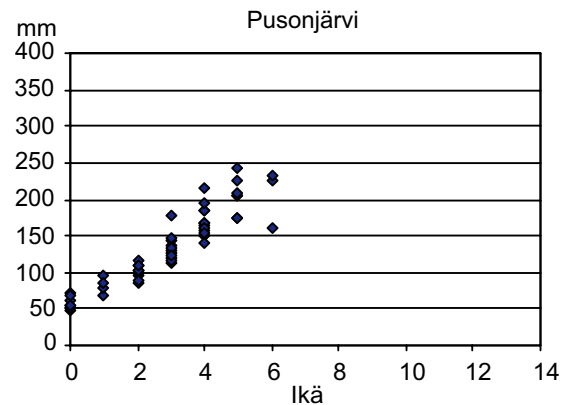
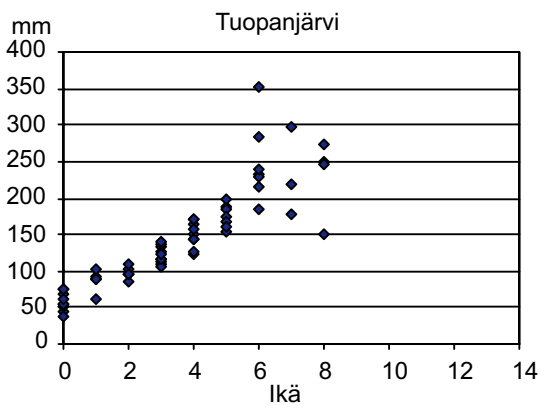
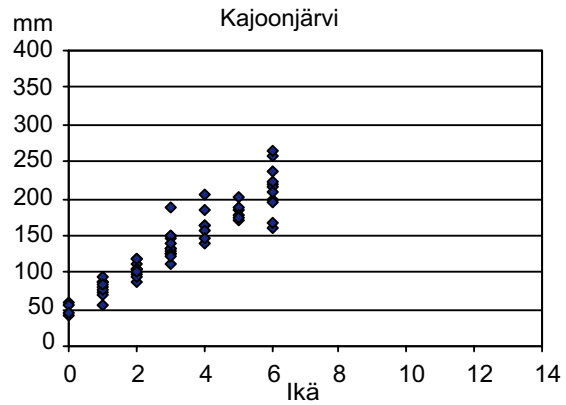
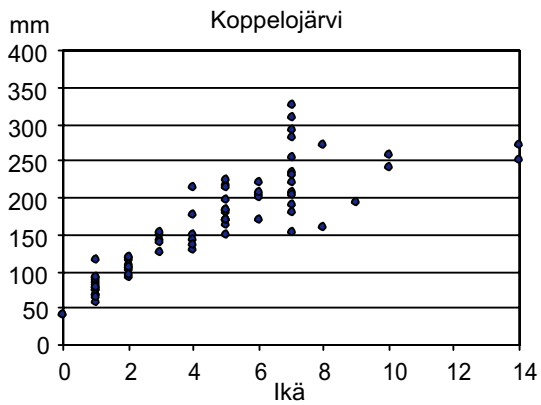
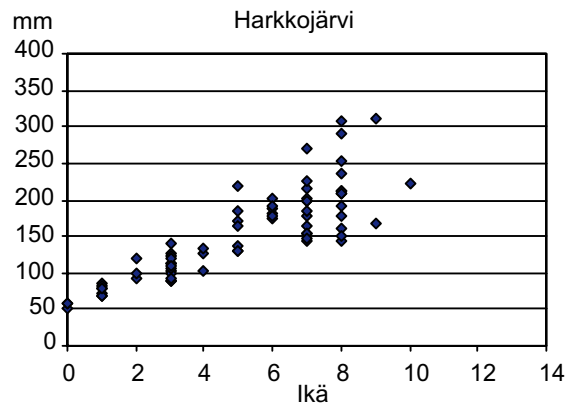
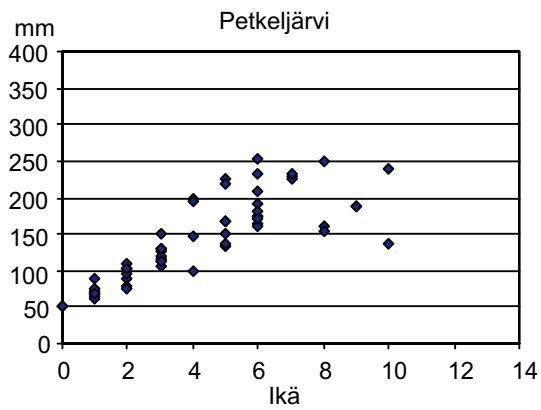
tavasti vähäisempiä (kuva 10). Suurin kasvunopeusvaihtelu havaittiin Harkkojärven osalta.

Määritetyistä ahvenista 76 % oli naaraita ja 24 % koiraita. Eniten naaraita oli Harkkojärven otoskaaloissa (82 %) ja vähiten Tuopanjärven (69 %). Naaraiden kasvunopeus oli kaikissa järvisä koiraita suurempi. Otosahvenien perusteella lasketut sukupuolijakaumat eivät todennäköisesti vastaa järven todellista jakaumaa, koska otoksissa suurten

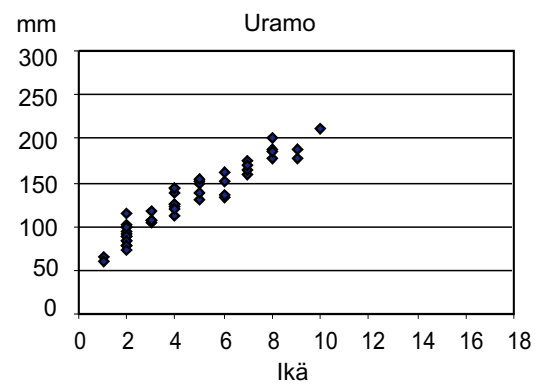
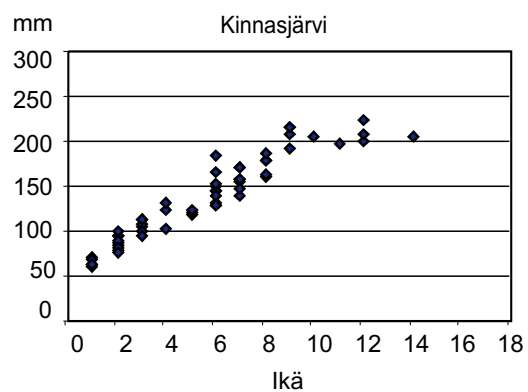
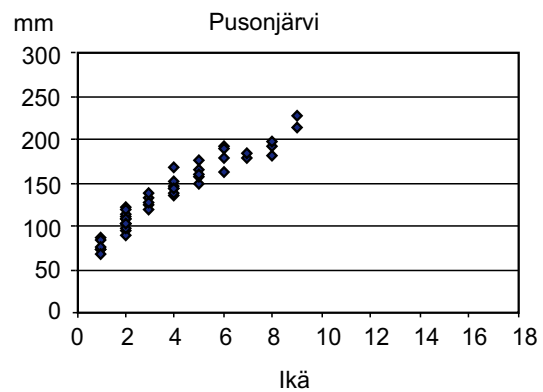
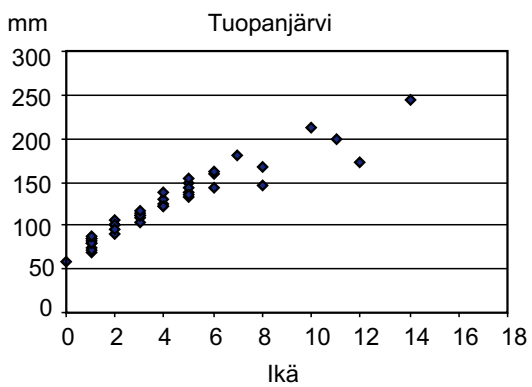
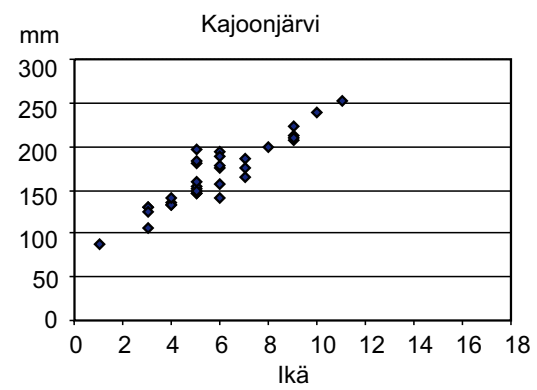
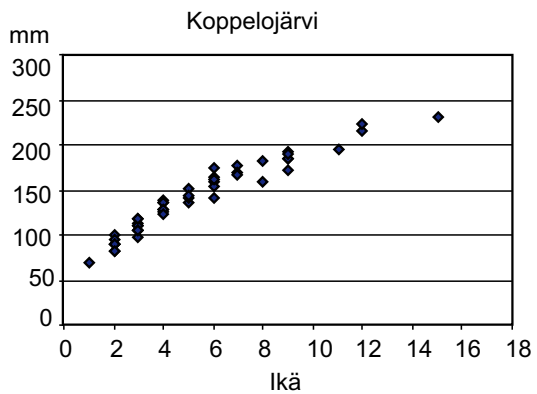
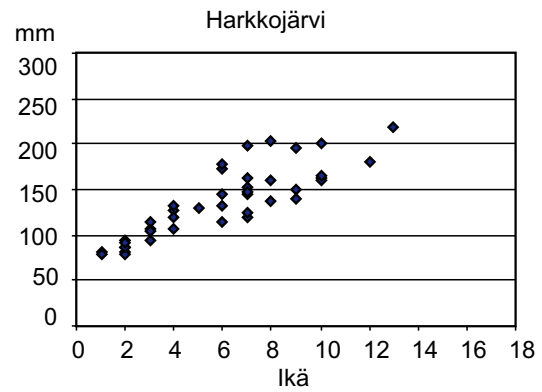
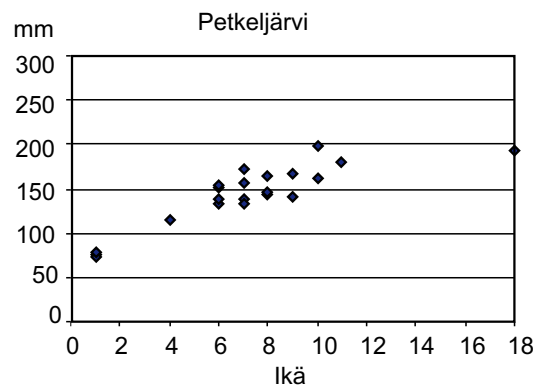
ahventen määrä on yliedustettu. Koska koiraiden suhteellinen osuus yleensä vähenee ahventen koon kasvaessa, naaraiden osuus on todennäköisesti todellista suurempi. Kiiskistä naaraita oli 57 % ja koiraita 43 %. Kiiskien osalta sukupuolten suhteelliset osuudet lienevät lähempänä todellisuutta, koska kiiskien yksilökoon vaihtelu oli vähäistä. Särkien sukupuolta ei määritetty, koska se ei ilman mikroskooppisia menetelmiä ollut mahdollista.



Kuva 8. Eri kalalajien keskimääräiset painotetut yksikkösaaliit (kg/verkko⁻¹) (\pm 95 % luottamusväli) tutkimusjärvisä. Ahvenkalat vasemmalla ja särkikalat oikealla.



Kuva 9. Tutkimusjärvien ahventen ikäluokkakohtaiset pituudet (mm.).



Kuva 10. Tutkimusjärvien särkien ikäluokkakohtaiset pituudet (mm.).

Järvien ekologinen tila

Suomalainen kalayhteisöindeksi luokitteli kaikki järvet luokkaan erinomainen (ELS 0,8–1,0), kun luokittelu tapahtui luvussa 2.4 mainittujen kuuden muuttujan perusteella (taulukko 6). Käytettäessä indeksin neljä muuttujaa sisältävää muunnelmää, vain neljä järveä sai luokan erinomainen ja loput neljä järveä luokan hyvä. Molemmilla tavoilla luokiteltuna kaikki järvet olisivat vesipuitedirektiivin edellyttämässä vähintään hyvässä ekologisessa tilassa. FIX-indeksi luokitteli neljän järven ekologisen tilan erinomaiseksi, mutta Harkko- ja Kinnasjärven tyydyttäväksi ja Tuopanjärven vain välttäväksi. Kyseiset kolme järveä eivät siten täyttäisi vesipuitedirektiivin mukaista hyvän ekologisen tilan määritelmää. Uramo ja Koppelojärvi luokiteltiin erinomaisiksi kaikilla kolmella menetelmällä. Etukäteen luonnontilaisimmiksi arvioidut Petkel- ja Pusonjärvi saivat tilaluokan erinomainen vain kahdella menetelmällä.

FIX-indeksi erosi suomalaisesta indeksistä erityisesti kolmen muuttujan, alkuperäisten lajien yksilömäärän, särkikalojen biomassaosuuden ja petomaisten ahvenkalojen osuuden perusteella (taulukko 7). FIX-indeksi luokitteli alkuperäisten lajien yksilömäärän perusteella Harkko- ja Tuopanjärven luokkaan huono ja Kinnasjärven luokkaan välttävä. Suomalainen indeksi antoi kyseisen muuttujan osalta Petkel- ja Kajoanjärvelle luokan

tydyttävä ja muille järville vähintään luokan hyvä. Särkikalaosuus oli FIX-indeksin mukaan tyydyttävä Kinnas- ja Tuopanjärvessä ja muissa järvisä vähintään hyvä, kun taas suomalainen indeksi antoi kyseisen muuttujan osalta kaikille järville tilaluokan erinomainen. Petomaisten ahvenkalojen määrä oli FIX:n mukaan välttävä Tuopanjärvessä ja tyydyttävä Kinnas-, Kajo- ja Pusonjärvessä. Suomalaisen indeksin mukaan ahvenpetokalojen määrä oli Tuopanjärvessä tyydyttävä ja kaikissa muissa järvisä erinomainen.

Luonnollisesti lisääntyvän siikakannan on suomalaisessa luokittelujärjestelmässä tulkittu olevan ympäristömuutosten vähäisyyden indikaattori, joka kertoo järven olevan erinomaisessa tilassa kyseisen muuttujan (indikaattorilajit) osalta (Tammi ym. 2006). Koppelojärveä lukuun ottamatta kaikista muista järvistä saatiin saaliiksi siikaa. Yhdenkään järven osalta ei ole varmoja todisteita, että siiat lisääntyisivät luonnonvaraisesti, koska kalataloushallinnon istutusrekisterin (Timo Turunen, TE-keskus, kirjallinen tiedonanto) perusteella kaikkiin järviin on istutettu planktonsiikaa viimeisen kymmenen vuoden aikana. Koska muita erinomaisen tilaluokan lajeja (nieriä, mutua, kivennuoliainen, härkäsimppu) ei tutkimusjärvistä saatu, yksikään järvi ei saanut luokitusta erinomainen. Tuopanjärvi sai indikaattorilajien osalta tilaluokan tyydyttävä, koska saaliiksi ei saatu myöskään hyvän tilaluokan lajeja (mm. made ja muikku). Kaikki muut järvet luokiteltiin tilaluokkaan hyvä.



Taulukko 6. Tutkimusjärvien ekologinen luokittelu suomalaisen kalayhteisöindeksin (6 ja 4 muuttujaa) (Tammi ym. 2006) ja FIX-indeksin (Appelberg ym. 2000) perusteella.

		6 muuttujaa		4 muuttujaa		
Järvi	Tyyppi	ELS	Järven tila	ELS	Järven tila	FIX
Pusonjärvi	6, Ph	0,92	Erinomainen	0,89	Erinomainen	Hyvä
Tuopanjärvi	6, Ph	0,81	Erinomainen	0,71	Hyvä	Välttävä
Uramo	6, Ph	0,96	Erinomainen	0,88	Erinomainen	Erinomainen
Kajoonjärvi	7, Kh	0,82	Erinomainen	0,71	Hyvä	Erinomainen
Harkkojärvi	9, Rh	0,89	Erinomainen	0,78	Hyvä	Tyydyttävä
Kinnasjärvi	9, Rh	0,92	Erinomainen	0,80	Erinomainen	Tyydyttävä
Koppelojärvi	9, Rh	0,88	Erinomainen	0,80	Erinomainen	Erinomainen
Petkeljärvi	9, Lv	0,88	Erinomainen	0,75	Hyvä	Erinomainen

Taulukko 7. Suomalaisen indeksin (6 muuttujaa) (A) ja FIX-indeksin (B) muuttujakohtainen tarkastelu. Jokaisen muuttujan kohdalla ensimmäinen sarake kuvaa järvistä havaittuja arvoja, toinen sarake vertailuarvoa ja kolmannessa sarakkeessa esitetään kunkin muuttujan antama ekologinen laatuluokitus (1 = erinomainen, 5 = huono).

A																		
Järvi	Lajimäärä			Diversitetti			Biomassa (g)			Yksilömäärä			Särkikala-%			Petoahven-%		
Pusonjärvi	5	8,4	2	0,39	0,41	1	618	703	1	27	34	1	30	54	1	18	15,4	1
Tuopanjärvi	8	9,4	1	0,55	0,56	1	130	703	2	82	34	2	56	54	1	11	15,4	3
Uramo	11	9,4	1	0,53	0,67	1	502	703	1	26	34	1	29	54	1	32	15,4	1
Kajoonjärvi	7	10,2	2	0,64	0,52	1	311	703	2	16	34	3	36	54	1	26	15,4	1
Harkkojärvi	11	9,9	1	0,56	0,67	1	375	703	2	87	34	2	38	54	1	36	15,4	1
Kinnasjärvi	11	8,2	1	0,61	0,67	1	896	703	1	53	34	2	50	54	1	27	15,4	1
Koppelojärvi	8	10,0	1	0,47	0,56	1	126	703	2	39	34	1	32	54	1	53	15,4	1
Petkeljärvi	9	8,5	1	0,52	0,60	1	426	703	1	15	34	3	24	54	1	47	15,4	1

B																		
Järvi	Lajimäärä			Diversitetti			Biomassa (g)			Yksilömäärä			Särkikala-%			Petoahven-%		
Pusonjärvi	5	6,3	2	0,39	0,49	3	618	785	1	27	19	2	30	33	1	18	44,0	3
Tuopanjärvi	8	7,3	1	0,55	0,65	3	130	841	1	82	20	5	56	36	3	11	41,0	4
Uramo	11	7,3	1	0,53	0,75	3	502	808	2	26	19	1	29	32	1	32	45,0	2
Kajoonjärvi	7	8,2	1	0,64	0,60	1	311	562	2	16	14	1	36	30	2	26	46,0	3
Harkkojärvi	11	7,8	1	0,56	0,75	3	375	1028	1	87	23	5	38	38	2	36	40,0	2
Kinnasjärvi	11	6,1	1	0,61	0,75	3	896	769	1	53	18	4	50	35	3	27	43,0	3
Koppelojärvi	8	7,9	1	0,47	0,65	3	126	813	1	39	19	2	32	36	1	53	41,0	1
Petkeljärvi	9	6,4	1	0,52	0,69	3	426	1069	3	15	23	1	24	31	1	47	45,0	1



4 Tulosten tarkastelu

4.1

Järvikohtaiset lajimäärät ja yksikkösaaliit

Järvessä esiintyvien kalalajien lukumäärä riippuu mm. järven pinta-alasta (mm. Olin ym. 2002, Tammi ym. 2003). Suurissa järvissä on keskimäärin enemmän kalalajeja kuin pienissä. Pohjoismaisen järvikartoituksen perusteella pinta-alaltaan 100–1 000 ha:n kokoisissa suomalaisissa järvissä elää keskimäärin noin kymmenen kalalajia (vaihteluväli 6–13 lajia) (Tammi ym. 2003). Tämän tutkimuksen järvien keskimääräinen lajimäärä (särkilahna poislueutuna) oli 8,75. Kun huomioidaan tutkimusjärvien koko (pääosin alle 500 ha), lajimäärä vastaa hyvin Pohjoismaisen järvikartoituksen tuloksia. Järvikartoitusaineisto perustuu tosin postikyselyihin eikä koekalastuksiin, ja on mahdollista, että tiedot ainakin harvalukuisista lajeista voivat olla puutteellisia. Toisaalta sama ongelma koskee myös verkkokalastusta ja etenkin pienet rantavyöhykkeessä esiintyvät lajit jäävät usein näytteenoton ulkopuolelle (Tammi ym. 2006). Tämä voi johtaa järven ekologisen tilan väärinarviointiin (Jackson ja Harvey 1997).

Järven kalalajimäärä kasvaa myös veden kokonaisfosforipitoisuuden kasvaessa ja siten rehevissä järvissä lajimäärä on keskimääräistä suurempi ja kalasto on särkikalavaltainen (Olin ym. 2002). Kokonaisfosforipitoisuuksien, *a*-klorofyllin määrän tai kalaston rakenteen perusteella tutkimusjärviä ei voida Koppelojärveä lukuun ottamatta pitää eutrofisina. Kalaston särkikalaosuuden perusteella lähimpänä eutrofiaa ovat Tuopan- ja Kinnasjärvi, jotka ainoina järvinä olivat särkikalavaltaisia. Suomen yleisimpiä kalalajeja ovat ahven, särki ja kiiski (mm. Tonn ym. 1990, Olin ym. 2002), jotka esiintyivät myös kaikissa tämän tutkimuksen järvissä.

Sekä biomassa- että yksilömääräpohjaisessa yksikkösaalisvertailuissa neljä järveä (Harkko-, Koppelo-, Tuopan- ja Kinnasjärvi) erottuivat omaksi ryhmäkseen. Kyseisissä järvissä yksikkösaaliit olivat huomattavasti muita järviä ja myös suomalaisen indeksin vertailuarvoja suurempia. Lisäksi särjen yksikkösaaliit olivat näissä järvissä selvästi muita järviä suurempia. Tästä huolimatta kaikki neljä järveä luokiteltiin kyseisten muuttujien (alkuperäisten lajien biomassa ja yksilömäärä) osalta vähintään luokkaan hyvä. Harkko-, Tuopan- ja Kinnasjärvessä myös kaikkien saalistalojen yh-

teenlaskettu keskipaino oli muita järviä pienempi. Koppelojärvessä keskipaino oli huomattavan suuri, mikä selittyy suurelta osin ahventen muita järviä suuremmalla keskikoolla. Kalojen keskikoon ja järven yksikkösaaliin välillä voi mahdollisesti olla negatiivinen riippuvuussuhde, mutta havainnon yleistettävyyden osoittaminen vaatii kuitenkin riippuvuuden testaamista useissa muissa järvissä ja järvityypeissä.

Ahven oli runsain kalalaji kaikissa järvissä ja ahvenkalat hallitsivat kalastoa kuudessa järvessä (luku 3.3). Vertailujärvissä (Petkel- ja Pusonjärvi) oli eniten ahvenia ja ahvenkalojen osuus oli suurin Petkel- ja Koppelojärvessä. Koppelojärvessä oli tutkimusjärvistä eniten petokaloja, lähinnä suuria ahvenia ja kuhia (Voutilainen 2005). Vankka petokalasto todennäköisesti estää särkikaloiden runsastumista ja petojen predaatio on todennäköisesti syynä esim. Koppelojärven yksikkösaaliin ja kalojen keskipainon väliseen poikkeavaan suhteeseen. Joka tapauksessa särkien keskikoko yleensä kasvaa petojen määrän kasvaessa (Persson ym. 1991).

Koppelojärven kalakanta eroaa muutenkin tyyppillisestä rehevähkön järven lajistosta. Veden ravinnetasoa kuvaavien kokonaisfosfori- ja *a*-klorofyllipitoisuuksien perusteella järven lajiston voitaisiin olettaa olevan särkivaltainen. Koppelojärvessä on kuitenkin runsaasti petokaloja kuten suuria ahvenia ja kuhia, mitä saattaa selittää järven vaihteleva morfologia ja ranta-alueen rakenne (esim. Mehner ym. 2005). Pohjan topografia on hyvin vaihteleva: ulappa-alueilla on suuria syvyysvaihteluita ja pohja on epätasainen. Etenkin järven keskiosan matalikot ovat todennäköisesti tärkeitä saalistusalueita visuaalisille petokaloille kuten ahvenille.

Ahven on tärkeä parempi kilpailija rakenteellisesti monimuotoisilla ranta-alueilla, kun taas särki syrjäyttää ahvenen rakenteellisesti yksipuolisissa ympäristöissä, jollaisia eutrofiset järvet usein ovat (Diehl 1988, Persson 1991). Toisaalta jopa äärimmäisen eutrofisissa järvissä voi olla suhteellisen terve kalayhteisörakenne, jos järven ranta-alueet ovat rakenteellisesti monimuotoisia, mikä parantaa ahvenen kilpailukykyä. Erityisesti tiheässä makrofyyttikasvustossa ahven on ylivoimainen ravintokilpailija särkeen verrattuna (Diehl 1988). Koppelojärvessä on runsaasti matalaa ranta-aluetta ja ilmaveroisia makrofyyttikasvustoja (Hynynen ym. 2007). Etenkin järvikortetta (*Equisetum fluviatile*) esiintyy runsaasti, mutta toisaalta vesikasvien lajimäärä on

hyvin vähäinen. Runsaat järvikortekasvustot todennäköisesti parantavat ahvenen kilpailukykyä ja yhdessä petokalojen saalistuksen kanssa todennäköisesti ehkäisevät särkikaloiden runsastumista. Lisäksi pelagiset petokalat voivat pakottaa nuoret särjet rantojen kasvillisuusalueille, joissa saalistuspaine on pienempi (Persson 1991), mutta jossa ne häviävät ravintokilpailussa ahvenelle.

4.2

Ahvenen ja särjen ikä ja kasvunopeus

Kalaston ikärakenteen perusteella yhdessäkään järvessä ei esiinny ahvenen tai särjen lisääntymishäiriöitä, sillä nuoria ikäluokkia oli kaikissa järvisä runsaasti. Kaikista järvistä saatiin kesänvanhoja (0+) ahvenia. Särjen osalta seitsemässä järvessä nuorimmat määritetyt kalat olivat 1-vuotiaita ja vain Tuopanjärvestä saatiin kesänvanhoja kaloja. Kyseessä tuskin on lisääntymisen epäonnistuminen, vaan todennäköisesti syynä on pienten särkien huono pyydystettävyys (Kurkilahti ja Rask 1999).

Ahvenyksilöiden väliset kasvuerot voivat olla huomattavia samassakin vuosiluokassa (van Densen ym. 1996, Brabrand, 2001, Holmgren ja Appelberg 2001). Yksilöiden välisiä kasvunopeuseroja kehittyä etenkin elinympäristöissä, joissa kalojen ravintokohteiden kokojakauma on vinoutunut (tietyn kokoiset saalisajat puuttuvat tai niiden

määrä on hyvin vähäinen) (van Densen ym. 1996). Tällaisia elinympäristöjä ovat mm. eutrofiset makean veden ekosysteemit, joissa eläinplanktonia syövien kalojen tiheys on suuri ja siten suurikokoisten ja keskikokoisten vesikirppujen määrä on alhainen. Pienet ahvenet yleensä kilpailevat eläinplanktonravinnosta särkien kanssa (Persson 1986). Jos kilpailu on voimakasta, ahvenet voivat joutua vaihtamaan ravintokohteensa eläinplanktonista pohjaeläimiin aiemmin kuin jos kilpailupaine olisi vähäisempää (Persson ja Greenberg 1990). Tästä syystä ahventen kasvunopeus voi heikentyä ja siirtyminen kalaravintoon vaikeutua (Holmgren ja Appelberg 2001). Suuret yksilöiden väliset kokoerot mahdollistavat myös vuosiluokan sisäisen kannibalismien, mikä voi kasvattaa kokoeroja entisestään, koska kannibalististen yksilöiden on todennäköisesti helpompi siirtyä myös muuhun kalaravintoon (Brabrand 1995, Brabrand 2001). Jos ahventen ravintokohteiden kokojakauma on riittävän laaja, kaikki ahvenet pystyvät saavuttamaan riittävän koon voidakseen siirtyä kalaravintoon (van Densen ym. 1996). Tällöin suuria yksilöllisiä kasvueroja ei välttämättä esiinny.

Tutkimusjärvien väliset ahvenen ja särjen kasvunopeuserot olivat vähäisiä (luku 3.4). Vain Koppelajärvessä ahvenet näyttäsivät olleen muiden järvien ahvenia nopeakasvuisempia. Tutkimusjärvien ahvenilla esiintyi varsin suuria järvien sisäisiä yksilöiden välisiä kasvueroja. Ahvenen kasvunopeuden erot näyttäsivät olevan erityisen suuria



Kinnasjärvessä, mutta ilmiö on havaittavissa josain määrin myös kaikissa muissa järvissä. Särjellä vastaava ilmiö havaittiin lähinnä vain Harkkojärvessä. Harkkojärvessä esiintyi erityisen runsaasti 1+ -ikäisiä noin 6,5–8,5 cm:n mittaisia ahvenia, jotka todennäköisesti kilpailevat särjen kanssa samoista ravintokohteista (eläinplankton ja pohjaeläimet). On mahdollista, että särkien kasvunopeuksien erot johtuvat ahvenen aiheuttamasta kilpailupaineesta. Voimistuneen kilpailun seurauksena särkien ravinnonkäytössä on voinut tapahtua erilaistumista, mikä on saattanut johtaa erilaista ravintoa käyttävien yksilöryhmien välisiin kasvueroihin. Ahvenen ravinnonkäytöstä ja potentiaalisten ravintokohteiden kokojakaumasta ei tutkimusjärvien osalta ole tietoa. Silti yksilöiden väliset kasvuerot eivät todennäköisesti selity pelkästään em. eutrofisille ekosysteemeille tyypillisillä vinoutuneilla ravintojakaumilla, koska tutkimusjärvet olivat pääosin suhteellisen vähäravinteisia (taulukko 1). Lämmärityysvirheiden minimoimiseksi teki määrityksiä kaksi toistensa tuloksista tietämätöntä henkilöä. Epäselvissä tapauksissa näytteet määritettiin uudelleen ja pyrittiin löytämään yhdenmukainen määritystulos.

Ahven on visuaalinen saalistaja, joten valon riittävä määrä on erityisen tärkeä ahvenen saalistustehokkuuteen vaikuttava tekijä (Persson 1983, Bergman 1988). Kirkkaassa vedessä valo etenee tummavetisiä järviä syvemmälle, mikä laajentaa ahvenelle käyttökelpoista saalistusaluetta. Myös sameassa vedessä ahventen saalistustehokkuus heikentyy huomattavasti ja sameus vaikeuttaa ahvenen siirtymistä pohjaeläinravinnosta kalaravintoon (Radke ja Gaupisch 2005). Yksilöllisten kasvuerojen esiintyminen voikin olla erityisesti tummavetisten järvien ominaispiirre. Tummavetisissä humusjärvissä valon vähäinen määrä voi rajoittaa ahvenen tehollisen saalistusalueen vain järven pintaosiin ja ranta-alueille (Rask ym. 1999), mikä voimistaa yksilöiden välistä kilpailua. Ravintovalikoiman ei siten välttämättä tarvitse olla vinoutunut, sillä jos valon liian vähäinen määrä heikentää tiettyjen, ahvenen kasvun kannalta olennaisten ravintokohteiden saalistettavuutta, voi vaikutus olla samankaltainen. Joka tapauksessa tummissa vesissä ainakin ahvenen (ja särjen) kasvu näyttäisi olevan hitaampaa kuin kirkkaammissa vesissä (Rask ja Tuunainen 1990). Tutkimusjärvet ovat väri-luvultaan ja näkösyvyydeltään suhteellisen lähellä toisiaan, mikä vaikeuttaa veden värin ja ahventen kasvunopeuden välisten riippuvuuksien tutkimista. Ilmiön tutkiminen vaatisi näytteenottoa myös hyvin kirkasvetisistä ja mahdollisesti myös tämän tutkimuksen järviä tummempivetisistä kohteista.

4.3

Järvien ekologisen tilan luokittelun luotettavuus

Järvien kuormitus- ja maankäyttötietojen perusteella tutkimusjärvet eivät ole luonnontilaisia vaan valuma-alueilla on eriasteista ihmistoimintaa. Lisäksi vastaanottavan vesistön kyky käsitellä kasvanutta kuormitusta vaihtelee. Suomalainen kalayhteisöindeksi luokitteli kaikki kahdeksan järveä luokkaan erinomainen, joten indeksi mahdollisesti yliarvioi järvien ekologista tilaa. Yhtenä syynä tulokseen voi olla indeksin vertailuarvojen määrittämisessä käytetyt järvet, jotka eivät välttämättä todellisuudessa kuvaa luonnontilaisia olosuhteita.

Kalalajien lukumäärän vertailuarvot on kerätty pohjoismaisen järvikartoituksen tuottamasta aineistosta (Tammi ym. 2006). Kyseisessä aineistossa vertailujärviä ja kuormitettuja järviä ei eroteltu, vaan arvot perustuvat kaikkien järvien aineistoihin, mikä on voinut vääristää vertailuarvoja. Myös särkikalaosuuden vertailuarvo (54 %) vaikuttaa tämän tutkimuksen aineiston valossa yllättävän suurelta ollakseen peräisin luonnontilaisista järvistä. Petomaisten ahvenkalojen osuus (15,4 %) taas on hyvin pieni verrattuna esim. ruotsalaisiin (FIX) vertailuarvoihin (40–46 %). Muuttuja on herkkä kalastuspaineen vaikutukselle, mikä on ongelmallista, koska täysin kalastamattomia järviä on Suomesta vaikea löytää (Tammi ym. 2006). Useat tämän tutkimuksen järvet ovat sijainniltaan varsin syrjäisiä ja on mahdollista, että kalastuspaine on tällaisissa järvissä pienempi kuin tämän hetkisisä indeksin vertailujärvissä. Ekosysteemien monimutkaisuu-



den ja vasteiden hitaan ilmaantuvuuden takia kalastuspaineen vaikutusta kalayhteisön rakenteeseen on vaikea tutkia (Rochet ja Trenkel 2003, Shin ym. 2005). Esimerkiksi saaliskalojen keskipituuden pienenemistä on pidetty hyvänä kalastuspaineen kasvun indikaattorina, mutta todellisuudessa monet muutkin tekijät vaikuttavat kalojen kokojakamaan, jolloin pelkän kalastuspaineen vaikutuksen tutkiminen on vaikeaa.

Suuri lajimäärä (diversiteetti) ei aina ole osoitus ekosysteemin hyvästä tilasta (Lyons ym. 1996, Wichert ja Rapport 1998). Luontaisesti oligotrofisissa ekosysteemeissä suuri lajidiversiteetti voi pikemminkin merkitä ekosysteemin tilan heikentymistä. Veden happamuus taas rajoittaa monien kalalajien levinneisyyttä (Matuszek ym. 1990). Happamissa järvissä elääkin usein vähemmän kalalajeja kuin pH-arvoltaan neutraaleissa vesistöissä. Humuspitoiset järvet ovat usein luontaisesti happamia ja siksi niiden lajimäärät voivat olla varsin vaatimattomia (esim. Pusonjärvi). Tällaisissa luontaisesti vähälajisissa järvissä kalalajiston diversiteetti ei välttämättä kerro paljoakaan järven ekologisesta tilasta ja siksi diversiteetti-indeksien käyttöä tällaisten järvien luokittelussa tulisi tarkkaan harkita.

Samat muuttujat/mittarit eivät välttämättä sovellu kaikille järvityypeille (Seegert 2000, Harrison ja Whitfield 2004). Indekseissä käytettävien muuttujien valinnassa tulee huomioida mm. eri ekosysteemityyppien yksilölliset ominaispiirteet (Seegert 2000). Toisin sanoen eri ekosysteemien (esim. eri järvityypit) ekologinen luokittelu tulisi perustua kullekin tyyppille parhaiten soveltuviin

muuttujiin. Siten luokittelujärjestelmä voisi käsitellä useita vaihtoehtoisia muuttujia, joiden joukosta valitaan tyyppiä parhaiten kuvaavat vaihtoehdot. Tämä voisi vaatia nykyistä yhdeksää muuttujaa suuremman muuttujajoukon. Muuttujia olisi hyvä olla suhteellisen paljon myös ekologisen luokittelun luotettavuuden takaamiseksi, koska käytettäessä vain muutamaa muuttujaa väärinluokittelun riski kasvaa (Harrison ja Whitfield 2004). Mitä enemmän indeksit sisältävät muuttujia, sitä luotettavampia ovat niiden luokittelutulokset, jos muuttujat eivät korreloi voimakkaasti keskenään (Seegert 2000). Yksi mahdollinen, pienille ja matalille humusjärville soveltuva uusi muuttuja voisi olla kaikkien saaliskalojen yhteenlaskettu keskipaino (kuva 4B). Kyseisen muuttujan käyttökelpoisuuden selvittäminen vaatii kuitenkin lisätutkimusta, koska näin pienen järvijoukon perusteella kovin pitkälle meneviä johtopäätöksiä muuttujan toimivuudesta ei voi tehdä. Verkkokoekalastuksiin perustuvissa kalastotutkimuksissa ovat keskeisiä ongelmia verkkojen selektiivisyys (mm. Hamley 1975) ja yksikkösaaliiden huomattava vaihtelu (Seegert 2000). Yksi mahdollisuus yksikkösaalisvaihtelun vaikutusten eliminointiin on käyttää luokittelutekijöinä lajien suhteellisia runsauksia (kuva 7) yksikkösaaliiseen (biomassa ja yksilömäärä) pohjautuvien muuttujien sijaan (Harrison ja Whitfield 2004).

Tämän tutkimuksen tulosten perusteella luotettavin ekologisen tilan indikaattori oli kalojen kokonaisyksilömäärä, ainakin jos tarkastellaan FIX-indeksin antamia tuloksia (taulukko 7B). Kyseinen muuttuja antoi huonon luokituksen särkikalavaltaisille Tuopan- ja Kinnasjärvelle sekä pienten ahventen hallitsemalle Harkkojärvelle. Kyseisissä järvissä myös kappalemääräiset yksikkösaaliit (kuva 3) olivat suurimmat ja kaikkien kalojen keskipaino pieni (kuva 4). Kokonaisuutena tarkasteltuna juuri Tuopan-, Harkko- ja Kinnasjärvi ovat kalayhteisön rakenteen perusteella ekologiselta tilaltaan todennäköisesti muita järviä heikompia. Juuri näille järville FIX-indeksi antoi heikoimman ekologisen luokituksen (taulukko 6) ja näyttäisi siltä, että FIX-indeksi antoi suomalaista indeksiä luotettavamman kuvan tutkimuksen kohdejärvien ekologisesta tilasta.

Suomalaisen kalayhteisöindeksin kehittäminen on vielä kesken (Tammi ym. 2006) ja tässä raportissa esitetyt luokittelutulokset ovat vasta alustavia. Indeksien antamien tulosten luotettavuus todennäköisesti paranee huomattavasti, kun sen toimivuudesta erityyppisillä järvillä saadaan lisää tietoa. Luonnontilaisista vertailujärvistä saatava lisäaineisto on tarpeen asianmukaisen luokittelujärjestelmän luomiseksi.



- Appelberg, M., Berquist, B.C. and Degerman, F. 2000. Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams – a preliminary approach. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 311–315.
- Bergman, E. 1988. Foraging abilities and niche breadths of two percids, *Perca fluviatilis* and *Gymnocephalus cernua*, under different environmental conditions. – J. Anim. Ecol. 57: 443–453.
- Brabrand, Å. 1995. Intra-cohort cannibalism among larval stages of perch (*Perca fluviatilis*). – Ecol. Freshwat. Fish 4: 70–76.
- Brabrand, Å. 2001. Piscivory in larval perch (*Perca fluviatilis*): mechanisms structuring larval roach (*Rutilus rutilus*) cohorts. – Ecol. Freshwat. Fish 10: 97–104.
- Degerman, E., Nyberg, P. and Appelberg, M. 1988. Estimating the number of species and relative abundance of fish in oligotrophic Swedish lakes using multimesh gill nets. – Nord. J. Freshwat. Res. 64: 91–100.
- van Densen, W.L.T., Ligtoet, W. and Roozen, R.W.M. 1996. Intracohort variation in the individual size of juvenile pikeperch, *Stizostedion lucioperca*, and perch, *Perca fluviatilis*, in relation to the size spectrum of their food items. – Ann. Zool. Fennici 33: 495–506.
- Diehl, S. 1988. Foraging efficiency of three freshwater fishes: effects of structural complexity and light. – Oikos 53: 207–214.
- Hamley, J.M. 1975. Review of gillnet selectivity. – J. Fish. Res. Bd. Can. 32: 1943–1969.
- Harrison, T.D. and Whitfield, A.K. 2004. A multimetric fish index to assess the environmental condition of estuaries. – J. Fish Biol. 65: 683–710.
- Holmgren, K. and Appelberg, M. 2001. Effects of environmental factors on sizelated growth efficiency of perch, *Perca fluviatilis*. – Ecol. Freshwat. Fish 10: 247–256.
- Jackson, D.A. and Harvey, H.H. 1997. Qualitative and quantitative sampling of lake fish communities. – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 2807–2813.
- Kukkonen, M., Hassinen, A., Holopainen, A.-L., Hynynen, J., Kekäläinen, J., Leppä, M., Niinioja, R., Nykänen, J., Viljanen, M. & Luotonen, H. 2007. Metsäjärvien tila ja tulevaisuus. Pohjois-Karjalan vesistöjen tilan parantaminen. Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen raportteja 8. 113 s.
- Kurkilahti, M. ja Rask, M. 1999. Verkkokoekalastukset. – Teoksessa: Böhling, P. ja Rahikainen, M. (toim.), Kalataloustarkkailu – Periaatteet ja menetelmät: 151–161. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Helsinki.
- Lyons, J., Wang, L. and Simonson, T.D. 1996. Development and validation of an Index of Biotic Integrity for coldwater streams in Wisconsin. – N. Am. J. Fish. Manage. 16: 241–256.
- Matuszek, J.E., Goodier, J. and Wales, D.L. 1990. The occurrence of Cyprinidae and other small fish species in relation to pH in Ontario lakes. – Trans. Am. Fish. Soc. 119: 850–861.
- Mehner, T., Diekmann, M., Brämick, U. and Lemcke, R. 2005. Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and humanuse intensity. – Freshwat. Biol. 50: 70–85.
- Olin, M., Rask, M., Ruuhijärvi, J., Kurkilahti, M., Ala-Opas, P. and Ylönen, O. 2002. Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. – J. Fish Biol. 60: 593–612.
- Persson, L. 1983. Food consumption and competition between age classes in a perch *Perca fluviatilis* population in a shallow eutrophic lake. – Oikos 40: 197–207.
- Persson, L. 1986. Effects of reduced intraspecific competition on resource utilization in perch (*Perca fluviatilis*). – Ecology 67: 355–364.
- Persson, L. 1991. Behavioral response to predators reverses the outcome of competition between prey species. – Behav. Ecol. Sociobiol. 28: 101–105.
- Persson, L. and Greenberg, L.A. 1990. Interspecific and intraspecific size class competition affecting resource use and growth of perch, *Perca fluviatilis*. – Oikos 59: 97–106.
- Persson, L., Diehl, S., Johansson, L., Andersson, G. and Hamrin, S.F. 1991. Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes – patterns and the importance of size-structured interactions. – J. Fish. Biol. 38: 281–293.
- Radke, R.J. and Gaupisch, A. 2005. Effects of phytoplankton-induced turbidity on predation success of piscivorous Eurasian perch (*Perca fluviatilis*): possible implications for fish community in lakes. – Naturwissenschaften 92: 91–94.
- Rask, M. and Tuunainen, P. 1990. Acidinduced changes in fish populations of small Finnish lakes. – In: Kauppi, P., Anttila, P. and Kenttämies, K. (eds.), Acidification in Finland: 911–927. Springer-Verlag. Berlin.
- Rask, M., Viljanen, M. and Sarvala, J. 1999. Humic lakes as fish habitats. – In: Keskitalo, J. Eloranta, P. (toim.), Limnology of humic waters: 209–224. Backhuys Publishers. Leiden.
- Rochet, M.-J. and Trenkel, V. 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 60: 86–99.
- Seegert, G. 2000. The development, use, and misuse of biocriteria with an emphasis on the index of biotic integrity. – Environmental Science and Policy 3: 51–58.
- Shin, Y.-J., Rochet, M.-J., Jennings, S., Field, J.G. and Gislason, H. 2005. Using sizebased indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. – ICES J. Mar. Sci. 62: 384–396.
- Suomen ympäristökeskus 2002. Tyypittelyohje 10.4.2002.
- Suomen ympäristökeskus ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2007. Ohje pintavesien ekologisen luokittelun toteuttamiseksi. 4.10.2007.
- Tammi, J., Rask, M. ja Olin, M. 2006. Kalayhteisöt järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. – Alustavan luokittelujärjestelmän perusteet. – Kala- ja riistaraportteja 383. 51 s. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Helsinki.
- Tammi, J., Appelberg, M., Beier, U., Hesthagen, T., Lappalainen, A. and Rask, M. 2003. Fish status survey of Nordic lakes: effects of acidification, eutrophication and stocking activity on present fish species composition. – Ambio 32: 98–105.
- Tonn, W., Magnuson, J., Rask, M. and Toivonen, J. 1990. Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: the balance between local and regional processes. – Am. Nat. 136: 345–375.
- Voutilainen, A. 2006. Verkkosaaliin perusteella arvioitu kalayhteisön rakenne pienissä pohjoiskarjalaisissa humusjärvissä. – Pro gradu -tutkielma. – 53 s. Joensuun yliopisto.
- Vuori, K.-M., Bäck, S., Hellsten, S., Karjalainen, S.M., Kauppi, P., Lax, H.-G., Lepistö, L., Londesborough, S., Mitikka, S., Niemelä, P., Niemi, J., Perus, J., Pietiläinen, O.-P., Pilke, A., Riihimäki, J., Rissanen, J., Tammi, J., Tolonen, K., Vehanen, T., Vuoristo, H. ja Westberg, V. 2006. Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet. – Suomen ympäristö 807. – 151 s. Suomen ympäristökeskus. Helsinki.
- Wichert, G.A. and Rapport, D.J. 1998. Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agricultural drainage basin. – Environ. Manage. 22: 425–443.
- Ympäristöministeriö 2006. Pintavesien tyypittely. Kirje alueellisille ympäristökeskuksille ja Suomen ympäristökeskukselle 17.2.2006, Dnro YM3/401/2006. 4 s.

Mitä ahventen morfologiset erot kertovat järvien ekologisesta tilasta

Jukka Kekäläinen, Jaana Kähkönen ja Hannu Huuskonen

1 Johdanto

Kohdejärvinä olivat POKA-vesihankkeesta Harkkojärvi, Koppelojärvi, Tuopanjärvi ja Kinnasjärvi (järvien tiedot I-osassa, taulukko 1 ja 2 sekä kuva 1). Populaatioiden väliset erot ruumiin morfologiassa ovat yleinen ilmiö eläinkunnassa, koska eri populaatioihin vaikuttavat ekologiset olosuhteet ovat usein erilaisia. Erilaiset olosuhteet saavat aikaan erilaisia adaptaatioita, mikä näkyy usein myös tiettyjen morfologisten piirteiden erilaisuutena. Esimerkiksi kalalajit, jotka ovat erikoistuneet saalistamaan avoimessa vedessä ja etsimään hajallaan olevia ravintokohteita, ovat ruumiinmuodoltaan virtaviivaisia, mikä pienentää veden aiheuttamaa kitkaa (Webb 1984, Webb ja Weihs 1986). Sen sijaan kaloilla, jotka ovat erikoistuneet etsimään ravintonsa rakenteellisesti monimutkaisemmista habitaateista (esim. kasvillisuusrannat), on usein korkea ja lateraalisesti ”litistynyt” ruumis ja suurikokoiset evät, jotka helpottavat liikkeiden tarkkaa ohjailua. Lajien välisten erojen lisäksi vastaavanlaisia eroja ravinnonkäytössä ja morfologiassa on havaittu myös saman lajin yksilöiden välillä (Skúlason ym. 1989, Skúlason ja Smith 1995). Kalojen käyttämät ravintokohteet muuttuvat usein yksilökehityksen kuluessa (mm. Persson 1988). Ahvenen poikaset syövät eläinplanktonia, mutta kasvaessaan vaihtavat planktonin pohjaeläimiin ja myöhemmin edelleen kaloihin. Todellisuudessa tilanne ei ole näin selkeä, vaan ahventen ravinnonkäytössä esiintyy kuitenkin myös yksilöllisiä eroja. Kaikki yksilöt eivät välttämättä koskaan siirry kalaravintoon (mm. Holmgren ja Appelberg 2001). Pohjois-Karjalan vesistöjen tilan parantaminen (POKA) -hankkeen yhteydessä vuonna 2005 suoritettiin koekalastuksia kahdeksalla järvellä (Kekäläinen ym. 2006, käsikirjoitus). Kyseisissä järvissä havaittiin aikaisempien koekalastuksien perusteella esiintyvän suhteellisen suuria ahvenyksilöiden

vuosiluokan sisäisiä kokoeroja. Etenkin Harkko-, Tuopan-, Kinnas- ja Koppelojärvestä ilmiö oli silmiinpistävä. Kalayksilöiden välisiä kasvunopeuseroja kehittyi etenkin elinympäristöissä, joissa kalojen ravintokohteiden kokojakauma on vinoutunut (tietyn kokoiset saalislajit puuttuvat tai niiden määrä on hyvin vähäinen) (van Densen ym. 1996). Tällaisia elinympäristöjä ovat mm. eutrofiset makean veden ekosysteemit, joissa eläinplanktonia syövien kalojen tiheys on suuri ja siten suurikokoisten ja keskikokoisten vesikirppujen määrä on alhainen. Pienet ahvenet yleensä kilpailevat eläinplanktonravinnosta särkien kanssa (Persson 1986). Jos kilpailu on voimakasta, ahvenet voivat joutua vaihtamaan ravintokohteensa eläinplanktonista pohjaeläimiin aiemmin kuin jos kilpailupaine olisi vähäisempää (Persson ja Greenberg 1990). Tästä syystä ahventen kasvunopeus voi heikentyä ja siirtyminen kalaravintoon vaikeutua (Holmgren ja Appelberg 2001).

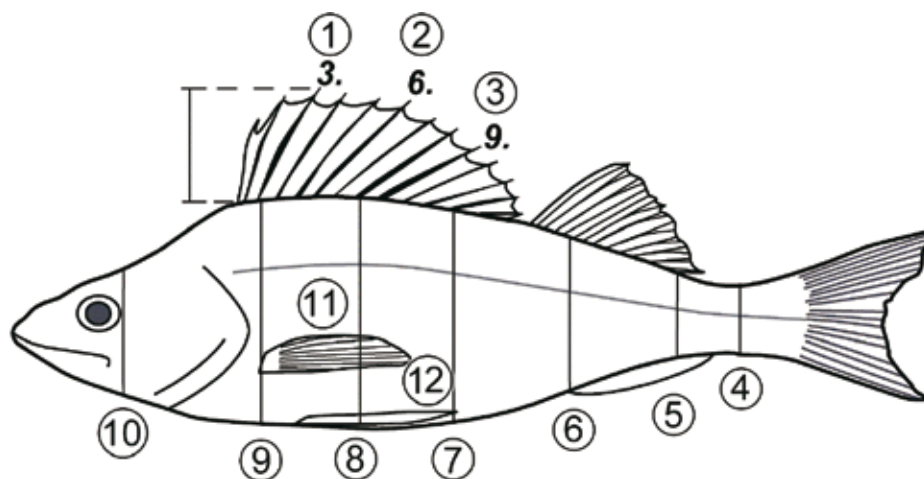
Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli vertailla ahventen morfologisten piirteiden eroja em. neljän järven välillä ja kunkin järven sisällä. Koska ahventen tiettyjen morfologisten piirteiden erot voivat kuvastaa eroja ravinnonkäytössä, voidaan keskimäärin virtaviivaisimmat ahvenet olettaa löydetävän järvistä, joissa eläinplanktonia syövien ahventen määrä on suuri. Suuri planktivorien ahventen määrä taas voi kertoa kohdejärven heikentyneestä ekologisesta tilasta. Keskimääräistä virtaviivaisempien ahventen esiintyminen voi kertoa myös petokalojen vähäisyydestä, koska petojen läsnäollessa ahvenet ovat korkearuumiisempia kuin, jos pedot puuttuvat kasvuympäristöstä (Eklöv ja Jonsson 2007). Siten ahventen ruumiin mittasuhteita voidaan mahdollisesti käyttää järvien ekologisen tilan arvioinnissa.

2 Aineisto ja menetelmät

Kohdejärvinä olivat POKA-vesihankkeesta Harkkojärvi, Koppelojärvi, Tuopanjärvi ja Kinnasjärvi (järvien tiedot I-osassa taulukko 1 ja 2 sekä kuva 1). Järvet koekalastettiin heinäkuussa 2006. Kalastuksissa käytettiin 1,5 m korkeita yleiskatsausverkkoja (solmuvälit 10–55 mm) ja solmuväliltään 15–45 mm:n ja 1,5–3,0 m korkeita yhden silmäkoon verkkoja. Verkot sijoitettiin järvien ranta- ja ulappa-alueille seuraavasti: Rantaverkot laskettiin pyyntiin pääasiassa kasvillisuusrannoille, alle 1 metrin syvyyseen veteen. Ulappaverkot laskettiin pintaverkkoina mahdollisimman kauas rannoista ja mahdollisimman syville, vähintään 6 metrin syvyisille vesialueille. Verkkojen järvikohtainen yhteismäärä vaihteli 20–30 verkon välillä, jotka jakaantuivat noin 3–5:lle ranta- ja ulappa-alueelle. Verkkojen pyyntiaika oli noin 14–15 tuntia. Verkko- ja kalastuksen ohella ahvenia pyydettiin ranta-alueilta myös onkimalla ja uistimilla. Heti pyydystämisen jälkeen kaikki ahvenet valokuvattiin. Lisäksi kalat punnittiin, kokonaispituus mitattiin, määritettiin sukupuoli ja osasta kaloista laskettiin ensimmäisen kiduskaaren siivilähampaiden lukumäärä. Lisäksi kaloista mitattiin rinta- ja vatsaevän pituus digitaalisen työntömitan avulla.

Kaloista otetusta valokuvista mitattiin yhteensä 10 erilaista morfologista mittausta (kuva 1). Mitattujen janojen avulla verrattiin eri järvistä ja eri alueilta (ranta/ulappa) pyydettyjen yksilöiden välistä ruumiinmuodon vaihtelua. Eri populaatioiden ja habitaattien kalojen kokovaihtelun takia mittaus-ten suora vertailu ei ollut mahdollista. Yksilöiden kokovaihtelun vaikutuksen eliminoinniseksi ruumiin pituuden ja jokaisen 12 mittauksen välille laskettiin lineaariset regressiomallit. Yksilöiden morfologisten erojen analysointi perustui standardisoimattomiin residuaaleihin. Järvien sisäinen vertailu perustui järvikohtaisesti laskettuihin ja järvien vertailu koko aineistolle laskettuihin residuaaleihin. Järvien välisessä vertailussa ranta- ja ulappakaloille laskettiin omat residuaalinsa ja vertailu suoritettiin erikseen eri habitaateille. Peto- kalojen vaikutusta ahventen ruumiin morfologiaan tutkittiin vertailemalla tutkimusjärvien verkkokoe- kalastuksissa (Kekäläinen ym. 2006, julkaisematon) saatujen petojen (kuha ja hauki) yksikkösaaliin ja morfologisten mittojen välistä korrelaatiota.

Morfologiset mittaukset tehtiin Image-Pro Plus 4.0-grafiikkaohjelmalla ja aineiston tilastollinen käsittely SPSS 14.0 tilasto-ohjelmalla.



Kuva 1. Ahvenista mitatut morfologiset mittaukset. Mittaukset 1–3 ovat 3., 6. ja 9. selkäpiikin pituuksia. Kaksi mittausta (rintaevän, 11 ja vatsaevän, 12 pituus) mitattiin suoraan kalasta.

3 Tulokset

Kaikkien järvien yhteenlaskettu ahvensaalis oli 631 kpl, joista 532 yksilöä otettiin morfologisiin määrittelyksiin (taulukko 1). Ranta-alueilta pyydettyt ahvenet olivat ulapalta pyydettyjä yksilöitä suurempia kolmessa järvessä.

3.1

Järvien välinen muuntelu

3.1.1

Ranta

Rannoilta pyydettyillä yksilöillä kaikki 12 mittaa erosivat toisistaan eri järvissä (varianssianalyysi, $P < 0,05$). Selkäpiikit (mittaukset 1–3) olivat keskimääräistä pidempiä Kinnasjärvessä ja Harkkojärvessä ja vastaavasti lyhempiä Koppelo- ja Tuopanjärvissä (kuva 2, taulukko 2). Parittaisissa vertailuissa Kinnasjärvi poikkesi Tuopan- ja Koppelojärvistä kaikkien kolmen selkäpiikin perusteella (Tukey, $P < 0,05$). Harkkojärvi poikkesi tilastollisesti vain Tuopanjärvestä ja vain yhden mittauksen (3) perusteella (Tukey, $P < 0,05$). Tuopanjärven ahvenet olivat muiden järvien kaloja matalampiruumiisia (mittaukset 4–10) ja Kinnasjärven ahvenet vastaavasti keskimääräistä korkeampiruumiisia. Harkko- ja Koppelojärvissä korkeusmittojen välillä oli enemmän vaihtelua ja residuaalit olivat lähempänä järvien keskiarvoja. Tuopanjärvi (8,9 ja 10) ja Harkkojärvi (5 ja 9) poikkesivat tilastollisesti kaikista muista järvistä (matalampi

eturuumis) (Tukey, $P < 0,05$). Rinta- ja vatsaevät (mittaukset 11 ja 12) olivat selkeästi muita järviä pidempiä Kinnasjärvessä.

3.1.2

Ulapa

Ulapakaloilla järvet erosivat toisistaan 10 mittauksen osalta. Mittauksissa 4 ja 7 ei ollut tilastollisesti merkitseviä eroja (varianssianalyysi, $P > 0,05$). Harkkojärven ahvenilla selkäpiikkien pituus (1–3) oli muita järviä suurempi (kuva 3, taulukko 3). Parittaisissa vertailuissa Harkkojärven ahvenet erosivat kaikista muista järvistä mittausten 2 ja 3 ja Koppelojärvestä myös mittauksen 1 perusteella. Koppelojärven ja Harkkojärven ulappa-ahvenet olivat keskimääräistä korkeampiruumiisia ja Tuopan- ja Kinnasjärvestä saatiin keskimääräistä matalampiruumiisia kaloja. Ruumiinkorkeuden erot näkyivät selvimmin Koppelo- ja Tuopanjärven välillä (mittaukset 6,8,9,10). Evien pituuden perusteella Kinnasjärvi ja Koppelojärvi erosivat muista järvistä: Kinnasjärvessä evät olivat keskimääräistä pidempiä ja Koppelojärvellä vastaavasti huomattavasti lyhempiä. Kinnasjärvi erosi tilastollisesti kaikista muista järvistä vatsaevän pituuden perusteella ja Koppelojärvi vastaavasti rintaevän perusteella. Tuopan- ja Kinnasjärven ulappa-ahventen välille löydettiin tilastollinen ero ainoastaan vatsaevän pituudessa.

Taulukko 1. Ahventen yksilömäärät ja keskipituudet eri järvissä ja habitaateissa.

Järvi	Yksilömäärä			Keskipituus (mm)	
	ranta	ulappa	yhteensä	ranta	ulappa
Harkkojärvi	67	56	123	136	111
Koppelojärvi	87	52	139	159	139
Tuopanjärvi	75	51	126	127	140
Kinnasjärvi	94	50	144	140	115
Yhteensä	323	209	532	141	126

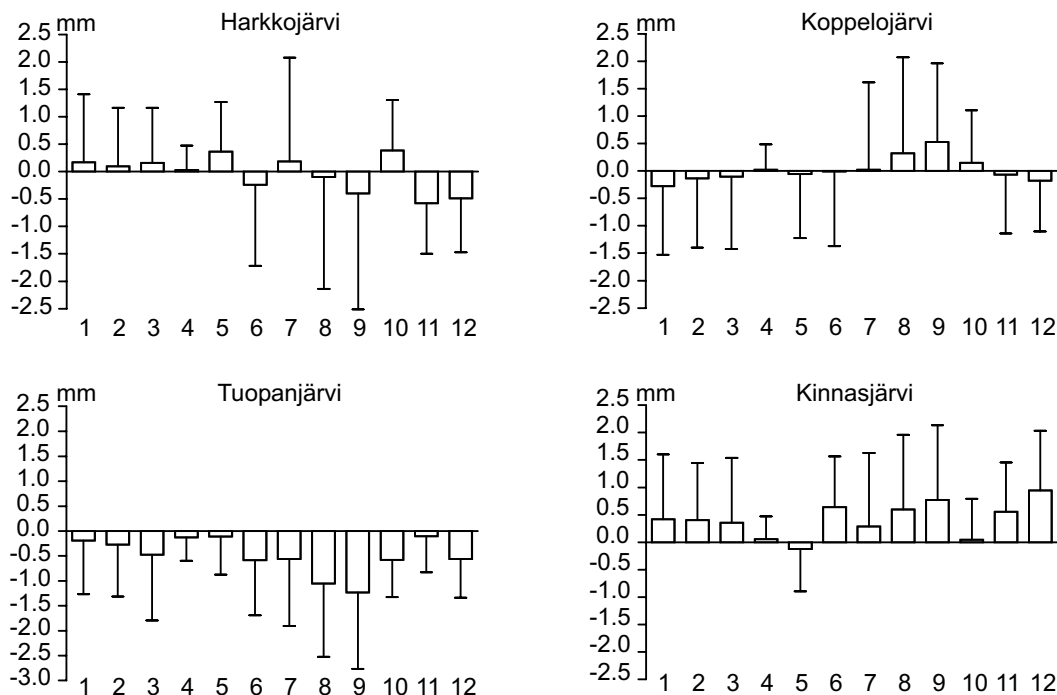
Taulukko 2. Tilastollisesti merkitsevät järvien väliset erot ranta-alueelta saatujen ahventen morfologiassa (mittaukset 1–12): 1–3 = selkäpiikkien pituus, 4–10 = ruumiin korkeus, 11 = rintaevän pituus ja 12 = vatsaevän pituus).

Järvi	Harkkojärvi	Koppelojärvi	Tuopanjärvi	Kinnasjärvi
Harkkojärvi		5,9,11	3,5,7,8,9,10,11	5,6,8,9,11,12
Koppelojärvi	5,9,11		6,8,9,10,12	1,2,3,6,11,12
Tuopanjärvi	3,5,7,8,9,10,11	6,8,9,10,12		1,2,3,4,6,7,8,9,10,11,12
Kinnasjärvi	5,6,8,9,11,12	1,2,3,6,11,12	1,2,3,4,6,7,8,9,10,11,12	

Järvien sisäinen muuntelu

Harkkojärven ranta-ahvenet eivät poikenneet selkäpiikkien ja ruumiinkorkeuden perusteella ulappakaloista yhdessäkään mitatussa muuttujassa (t-testi, $P > 0,05$, kuva 4). Ainoa tilastollisesti merkitsevä ero löydettiin vatsaevän pituudessa, jotka olivat ranta-ahvenilla ulappakaloja pidemmat (t-testi, $P < 0,05$). Koppelojärven kaikki kolme selkäpiikkiä olivat tilastollisesti pidempiä rantakaloilla (t-testi, $P < 0,05$). Rantakalat olivat ulappakaloja korkeampiruumiisia mittauksen 9 perusteella, mutta toisaalta matalampia mittauksen 7 perusteella (t-testi, $P < 0,05$). Muissa korkeusmitoissa ei ollut tilastollisia eroja. Molemmat

evät olivat selkeästi pidempiä rantakaloilla (t-testi, $P < 0,001$). Tuopanjärven ainoat erot ranta- ja ulappa-ahventen välille löytyivät evien pituudessa, evät olivat pidempiä ranta-alueella (t-testi, $P < 0,05$). Kinnasjärven tilastollinen ero löydettiin kaiken kaikkiaan yhdeksässä mittauksessa (t-testi, $P < 0,05$): Kaikki selkäpiikit olivat pidempiä ranta-ahvenilla, ruumiin korkeusmittauksista kolme (6, 8 ja 9) olivat tilastollisesti suurempia rantakaloilla, mutta yksi (5) ulappa-ahvenilla. Lisäksi molemmat evät olivat pidempiä ranta-ahvenilla. Koppelo- ja Tuopanjärven lisäksi havaittavissa trendi, jonka mukaan ulappa-ahvenet olisivat ruumiinmuodoltaan rantakaloja tasapaksumpia: Takaruumiiltaan (mittaukset 4–8) ulappakalat ovat ranta-ahvenia korkeampia, mutta eturuumiiltaan matalampia (mittaukset 9–10).



Kuva 2. Morfologisten mittojen keskimääräiset residuaalit (mm) ja niiden keskihajonnat eri järvien ranta-alueilla (1–3 = selkäpiikkien pituus, 4–10 = ruumiin korkeus, 11 = rintaevän pituus ja 12 = vatsaevän pituus). Residuaalit kuvaavat mittojen poikkeamaa koko aineiston (kaikki järvet) keskiarvoista.

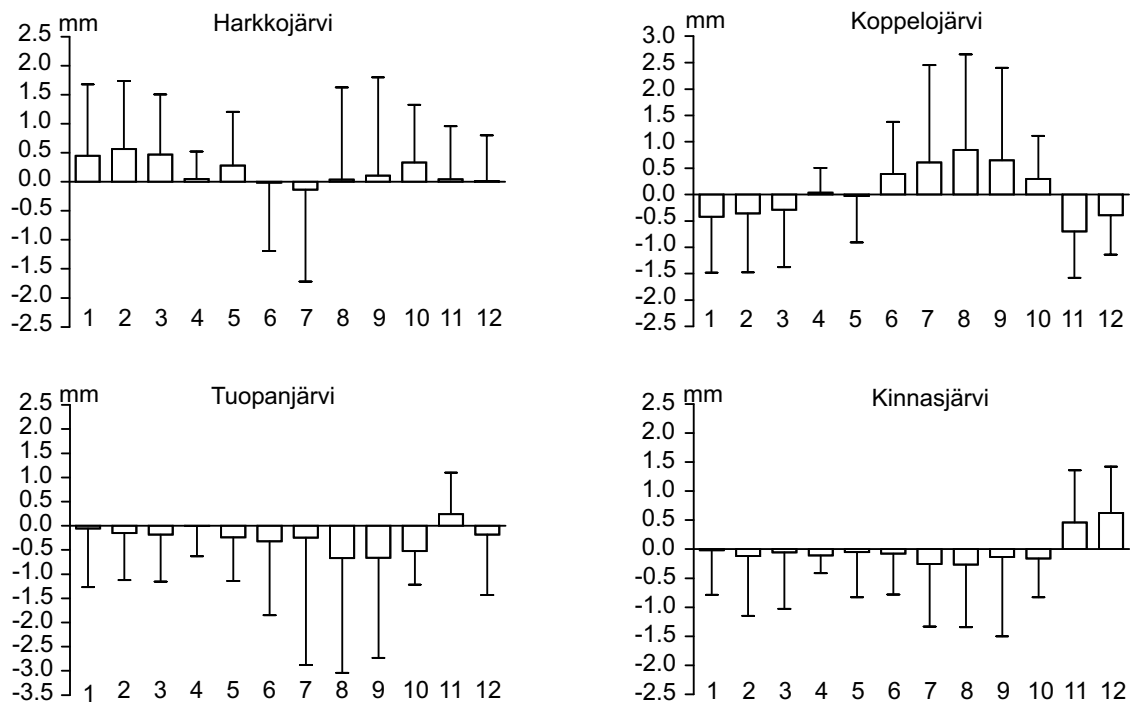
Taulukko 3. Tilastollisesti merkitsevät järvien väliset erot ulappa-alueelta saatujen ahventen morfologiassa (mittaukset 1–12: 1–3 = selkäpiikkien pituus, 4–10 = ruumiin korkeus, 11 = rintaevän pituus ja 12 = vatsaevän pituus).

Järvi	Harkkojärvi	Koppelojärvi	Tuopanjärvi	Kinnasjärvi
Harkkojärvi		1,2,3,11	2,3,5,10	2,3,10,12
Koppelojärvi	1,2,3,11		6,8,9,10,11	8,10,11,12
Tuopanjärvi	2,3,5,10	6,8,9,10,11		12
Kinnasjärvi	2,3,10,12	8,10,11,12	12	

Petokalojen runsauden vaikutus ahventen ruumiinmuotoon

Kuhan yksikkösaaliin (Voutilainen 2006) ja ulappa-ahventen eturuumiin korkeuden (8 ja 9) välillä havaittiin voimakas ja tilastollisesti merkitsevä positiivinen korrelaatio (Pearsson, $r = 0,985$ ja $0,983$, $P = 0,015$ ja $0,017$): Mitä suurempi on kuhan yksik-

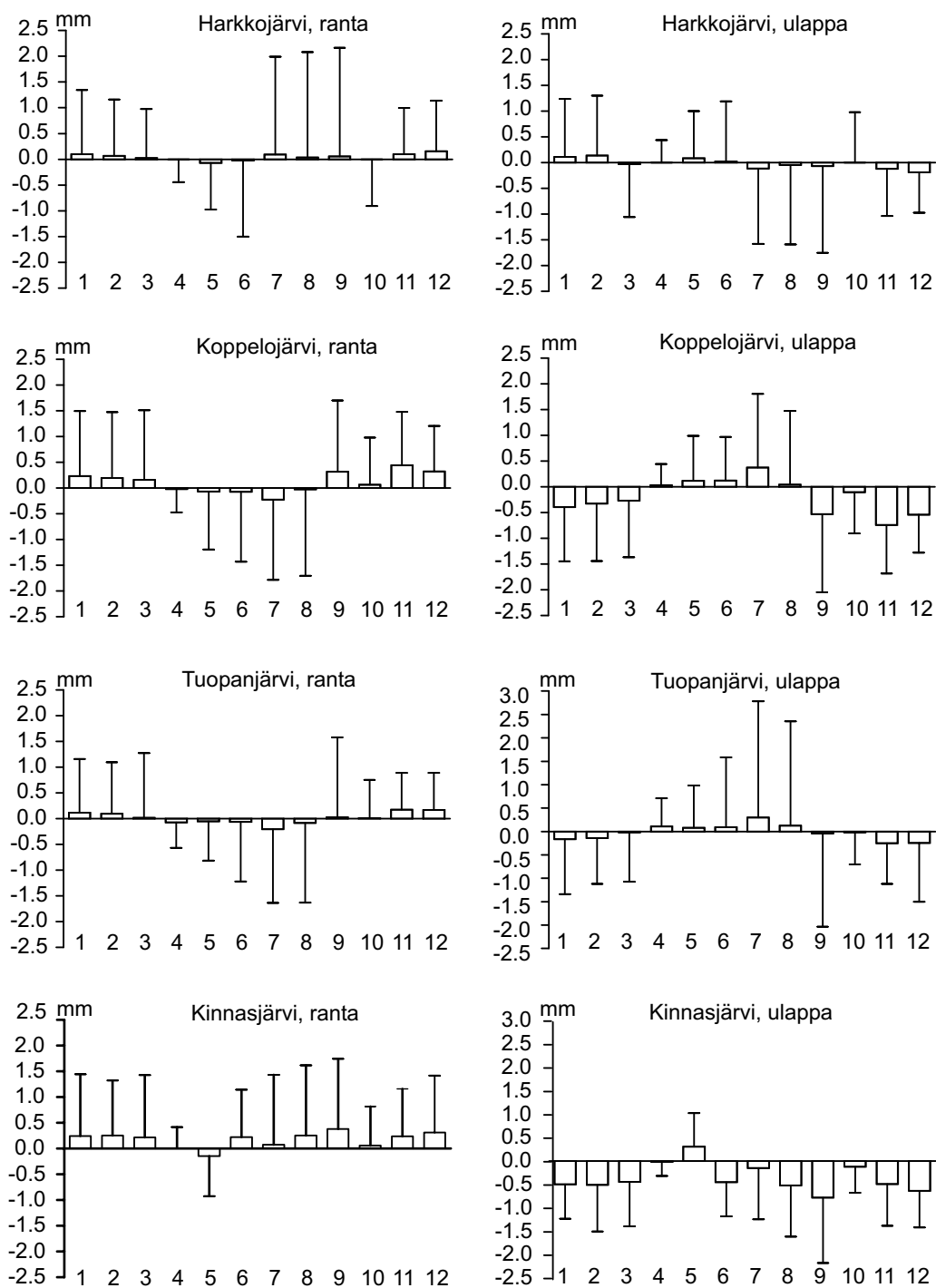
kösaalis, sitä korkeampia ovat ahvenet (taulukko 4). Vastaavanlainen trendi havaittiin hauen painotetun yksikkösaaliin ja ranta-ahventen eturuumiin korkeuden välillä, mutta vain pään korkeuden (10) ja yksikkösaaliin välinen korrelaatio oli tilastollisesti merkitsevä (Pearsson, $r = 0,967$, $P = 0,033$). Korkeimmat ranta-ahvenet saatiin Kinnasjärvestä ja matalimmat Tuopanjärvestä, josta ainoana järvenä ei saatu ollenkaan haukia.



Kuva 3. Morfologisten mittojen keskimääräiset residuaalit ja niiden keskihajonnat eri järvien ulappa-alueilla (1–3 = selkäpiikkien pituus, 4–10 = ruumiin korkeus, 11 = rintaevän pituus ja 12 = vatsaevän pituus). Residuaalit kuvaavat mittojen poikkeamaa koko aineiston (kaikki järvet) keskiarvoista.

Taulukko 4. Kuhan ulappa-alueen yksikkösaaliin (CPUE) ja eturuumiin korkeuden (mittaukset 8 ja 9) välinen riippuvuus. Ruumiin korkeus on ilmoitettu residuaaleina: Mitä pienempi luku, sitä matalampi ruumis.

	Kuha CPUE (kg)	8	9
Harkkojärvi	0,13	0,11	0,04
Koppelojärvi	0,20	0,65	0,85
Tuopanjärvi	0,01	-0,66	-0,67
Kinnasjärvi	0,06	-0,13	-0,26



Kuva 4. Morfologisten mittojen keskimääräiset residuaalit ja niiden keskihajonnat eri habitaateissa (1–3 = selkäpiikkien pituus, 4–10 = ruumiin korkeus, 11 = rintaevän pituus ja 12 = vatsaevän pituus). Residuaalit kuvaavat mittojen poikkeamaa järvikohtaisista keskiarvoista. Residuaalit on laskettu kunkin järven oman ahvensaaliin perusteella, joten eri järvet eivät ole vertailukelpoisia keskenään.

4 Tulosten tarkastelu

4.1

Järvien väliset erot

Tutkimusjärvien ahventen morfologiassa havaittiin huomattavia järvien välisiä eroja sekä ranta-alueella että ulapalla. Tietyt morfologiset erot voivat kuvastaa eroja ahventen ravinnonkäytössä (Hjelm ym. 2001). Pohjaeläimiä syövien kalojen on useissa tutkimuksissa havaittu olevan korkearuumiisia, kun taas planktonia syövät kalat ovat huomattavasti virtaviivaisempia (mm. Ehlinger ja Wilson 1988, Skúlason ym. 1989, Schluter ja McPhail 1992, Hjelm ym. 2000). Pohjaeläinten etsimisessä suurikokoiset rinta- ja vatsaevät ovat hyödyllinen ominaisuus, koska ne helpottavat liikkeiden tarkkaa kontrollointia ja parantavat siten saalistustehokkuutta (Svanbäck ja Eklöv 2002). Kinnasjärven ranta-alueella ahvenet olivat ruumiin korkeudeltaan ja evien pituudeltaan muita järviä suurempia. Molemmat piirteet viittaavat siihen, että Kinnasjärven ahvenet voivat olla muiden tutkimusjärvien ahvenia paremmin sopeutuneita käyttämään ravintonaan erityisesti pohjaeläimiä. Järvien väliset erot evien pituudessa (ja ruumiin korkeudessa) voivat siten kertoa epäsuorasti myös ahvenen ravinnoksi kelpaavien pohjaeläinten runsaudesta. Tämän tutkimuksen perusteella Kinnasjärvestä voidaan olettaa olevan muita järviä runsaammin rantavyöhykkeen pohjaeläinravintoa. Toisaalta tilanne voi olla myös täysin päinvastainen. Jos pohjaeläinravintoa on vähän, valintapaine voi suosia ravin-

nonottotehokkuuden kasvua ja siten korkeampaa ruumiinmuotoa sekä suurempia eviä (Hjelm ym. 2000). Vuonna 2004 kerättyjen pohjaeläinnäytteiden perusteella Kinnasjärvestä ja Tuopanjärvestä pohjan happitilanne on heikko ja siksi kyseisissä järvissä esiintyy myös huomattavan vähän syvänealueiden pohjaeläimiä (Leppä 2007). Kinnasjärven ahventen keskimääräistä huomattavasti pidemmät rinta- ja vatsaevät voivat olla siten sopeuma juuri pohjaeläinten niukkuuteen. Toisaalta ranta-alueella pohjaeläimien määrä on huomattavasti ulappa-alueetta suurempi. Tuopanjärvestä evien pituuksien ja pohjaeläinten määrän välinen riippuvuus ei ole yhtä selkeä, mutta pohjaeläinten vähäinen määrä on yhtenä tekijänä voinut vaikuttaa Tuopanjärven ahventen keskimääräistä matalamman ruumiinmuodon kehittymiseen.

Ravinnonkäytön ohella myös petokalat voivat indusoida muutoksia saalislajinsa ruumiin morfologiassa (Brönmark ja Miner 1992, Eklöv ja Jonsson 2007). Petokalojen syömän saaliin maksimikoko riippuu pedon suun (gape) koosta. Mitä korkeampi saaliskala on, sitä vaikeammin käsiteltävä saalis se on. Korkearuumiisten yksilöiden riski joutua saalistetuksi on siten matalaruumiisia yksilöitä pienempi. Petokalojen morfologiaa muokkaavaan vaikutukseen viittaavat havainnot kuhan runsauden ja ruumiin korkeuden välisestä riippuvuudesta järvien ulappa-alueilla. Myös ranta-alueen haukien määrä voi vaikuttaa alueen ahventen ruumiinmuotoon. Petokalatiheys



(hauki, kuha ja made) oli pienin Tuopanjärvässä (Voutilainen 2006, Kekäläinen ym., tämä julkaisu), jossa myös sekä ulappa- että ranta-ahventen ruumiinkorkeus oli muita järviä pienempi. Koppelojärvässä sen sijaan oli tutkimusjärvistä eniten pelagiaalissa saalistavaa kuhaa ja juuri Koppelojärven ulappa-alueella ahvenet olivat huomattavasti keskimääräistä korkeampiruumiisia. Koska ulappa-alueilla ravinnon (eläinplankton, kalat) löytäminen edellyttää runsasta liikkumista ja siten virtaviivaista ruumiinmuotoa (Eklöv ja Persson 1995) kyseisen havainnon voidaan olettaa olevan pedonvälttämiseen, eikä niinkään ravinnonottoon liittyvä adaptaatio. Toisaalta selkäpiikkien korkeus Koppelojärven ulappa-alueella oli keskimääräistä pienempi. Toiseksi runsain kuhakanta oli koekalastusten (Kekäläinen ym., tämä julkaisu) perusteella Harkkojärvässä. Ruumiin korkeus oli Harkkojärven ulappa-alueella kyllä Tuopan- ja Kinnasjärven ahvenia suurempi, mutta toisaalta Koppelojärven ahvenia pienempi. Sen sijaan selkäpiikkien pituus oli Harkkojärven ulappakaloilla selkeästi muita järviä suurempi. Siten ahvenet näyttäisivät käyttävän erilaisia morfologisia puolustuskeinoja eri järvissä. Ruumiin morfologiaan vaikuttavat useat tekijät ja lopullinen ruumiinmuoto voikin olla eri suuntiin vaikuttavien valintapaineiden välinen kompromissi, mikä vaikeuttaa selkeiden korrelaatioiden löytämistä. Esimeriksi ulappa-alueiden tehokas ravinnonhaku edellyttää virtaviivaista ruumiinmuotoa, mutta runsas pelagiaalinen petokalasto suosii korkeampaa ruumiinmuotoa ja siten parempaa pedonvälttämiskyä.

4.2

Järvien sisäiset erot

Harkko- ja Tuopanjärven ahventen ruumiin muodossa ei havaittu eroja ulapan ja ranta-alueen kalojen välillä. Ainoat erot löytyivät evien pituudessa (Harkkojärvi: vatsaevä, Tuopanjärvi: rinta- ja vatsaevä). Koppelo- ja Kinnasjärvissä eroja oli huomattavasti enemmän niin ruumiin muodossa, kuin evien ja selkäpiikkien pituudessakin. Selkeimmillään ulappa- ja ranta-ahventen morfologiset erot näkyivät Kinnasjärvässä. On mahdollista, että pohjaeläimiä syövät kalat ovat ulappa-alueen vähäisestä pohjaeläinten määrästä johtuen erikoistuneet etsimään ravintonsa muita järviä selkeämmin yksinomaan ranta-alueilta, mikä selittäisi eri alueiden kalojen väliset selkeät morfologiset erot. Kinnasjärvässä voi myös esiintyä muita järviä vähemmän ahventen ulapan ja rannan välistä migraatiota ja siten eri alueiden kalojen väliset morfologiset erot korostuvat.

4.3

Ahventen morfologiset piirteet järvien ekologisen luokittelun tukena

Ahventen morfologisten piirteiden avulla voidaan saada lisätietoa järvien ekologisesta tilasta. Ahventen ruumiin korkeuden erot kertovat predaatiopaineen voimakkuudesta (Magnhagen ja Heibo 2004) ja siten järvien petokalaston runsaudesta. Petokalojen runsaudella näyttäisi tutkimusjärvien perusteella olevan voimakkaampi vaikutus ahventen ruumiin korkeuteen kuin ravinnonotolla ja siten ruumiin korkeus voikin olla luotettava indikaattori nimenomaan petokalojen runsaudelle. Myös selkäpiikkien pituuden on havaittu korreloivan petokalojen runsauden kanssa (Magnhagen ja Heibo 2004), mutta tässä tutkimuksessa tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota ei löydetty, mihin osaltaan voi olla syynä järvien vähäinen määrä. Petokalatiheyden ohella ruumiinkorkeus voi kuvastaa planktonia syövien kalojen määrää (ja edelleen petokalojen vähäisyyttä): Matalimmat ulappa-alueen ahvenet saatiin järivistä, joissa särjen ja särkikalojen osuus oli suurin (Tuopan- ja Kinnasjärvi) (Kekäläinen ym., tämä julkaisu). Järvien ravintotilanteesta voidaan saada viitteitä ruumiin korkeuden ohella myös rinta- ja vatsaevien pituuserojen perusteella.

Etenkin ahvenen ruumiin korkeuden ja mahdollisesti myös selkäpiikkien pituuden ja em. evien pituuden avulla on mahdollista saada epäsuorasti tietoa koko kalayhteisön tilasta pelkästään yhden näytelajin perusteella. Ahvenen morfologisten piirteiden hyödyntäminen järvien ekologisen tilan luokittelussa edellyttäisi kuitenkin tuntuvasti suuremman tausta-aineiston keräämistä kaikista eri järvityypeistä. Suomalaisen kalayhteisöindeksin 4 muuttujaa käsittävä muunnelmä luokitteli Koppelo- Tuopan- ja Kinnasjärven tilaluokkaan hyvä ja Harkkojärven tilaluokkaan tyydyttävä (Kekäläinen ym., tämä julkaisu). Ruotsalainen FIX-indeksi sen sijaan luokitteli Koppelojärven erinomaiseksi, Kinnasjärven ja Harkkojärven tyydyttäväksi ja Tuopanjärven välttäväksi. Jos ahventen morfologisten piirteet todella kuvaavat petokalojen ja planktonia syövien kalojen määrää, viittaisivat tämän tutkimuksen havainnot siihen, että Harkkojärven ohella myöskään Tuopan- ja Kinnasjärven kalaston tila ei välttämättä ole vesipuitedirektiivin edellyttämässä hyvässä tilassa. Tähän viittaavat myös pohjaeläimistön tilaa selvittäneen tutkimuksen tulokset (Leppä 2007).

LÄHTEET

- Brönmark, C. and Miner, J.G. 1992. Predator induced phenotypical change in body morphology in crucian carp. – Science 258: 1348–1350.
- van Densen, W.L.T., Ligtoet, W. and Roozen, R.W.M. 1996. Intra-cohort variation in the individual size of juvenile pikeperch, *Stizostedion lucioperca*, and perch, *Perca fluviatilis*, in relation to the size spectrum of their food items. – Ann. Zool. Fennici 33: 495–506.
- Ehlinger, T.J. and Wilson, D.S. 1988. Complex foraging polymorphism in bluegill sunfish. – Proc Nat. Acad. Sci. 85: 1878–1882.
- Eklöv, P. and Persson, L. 1995. Species specific antipredator capacities and prey refuges: interactions between piscivorous perch (*Perca fluviatilis*) and juvenile perch and roach (*Rutilus rutilus*). Behav. Ecol. Sociobiol. 37: 169–178.
- Eklöv, P. and Jonsson, 2007. Pike predators induce morphological changes in young perch and roach. – J. Fish Biol. 70: 155–164.
- Hjelm, J., Persson, L. and Christensen, B. 2000. Growth, morphological variation and ontogenic niche shifts in perch (*Perca fluviatilis*) in relation to resource availability. Oecologia 122: 190–199.
- Hjelm, J., Svanbäck, R., Byström, P., Persson, L. and Wahlström, E. 2001. Diet-dependent body morphology and ontogenic reaction norms in Eurasian perch. – Oikos 95: 311–323.
- Holmgren, K. and Appelberg, M. 2001: Effects of environmental factors on size-related growth efficiency of perch, *Perca fluviatilis*. – Ecol. Freshwat. Fish 10: 247–256.
- Kukkonen, M., Hassinen, A., Holopainen, A.-L., Hynynen, J., Kekäläinen, J., Leppä, M., Niinioja R., Nykänen, J., Viljanen, M. & Luotonen, H. 2007. Metsäjärvien tila ja tulevaisuus. Pohjois-Karjalan vesistöjen tilan parantaminen. Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen raportteja 8. 113 s.
- Leppä, M. 2007. Tummiin metsäjärvien ekologisen tilan arviointi pohjaeläimistön avulla. Pohjois-Karjalan vesistöjen tilan parantaminen. Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen raportteja 9. 32 s.
- Magnhagen, C. and Heibo, E. 2004. Growth in length and in body depth in young-of-the-year perch with different predation risk. – J. Fish Biol. 64: 612–624.
- Persson, L. 1986. Effects of reduced intraspecific competition on resource utilization in perch (*Perca fluviatilis*). – Ecology 67: 355–364.
- Persson, L. 1988. Asymmetries in competitive and predatory interactions in fish populations. Teoksessa: Ebenman, B. and Persson, L. (toim.), Size-structured populations: 205–218. Springer. Berlin.
- Persson, L. and Greenberg, L.A. 1990. Interspecific and intraspecific size class competition affecting resource use and growth of perch, *Perca fluviatilis*. – Oikos 59: 97–106.
- Schluter, D. and McPhail, J.D. 1992. Ecological character displacement and speciation in sticklebacks. – Am. Nat. 140: 85–108.
- Skúlason, S. and Smith, T.B. 1995. Resource polymorphism in vertebrates. – Trends Ecol. Evol. 10: 366–370.
- Skúlason, S., Noakes, D.L.G. and Snorrason, S.S. 1989. Ontogeny of trophic morphology in four sympatric morphs of arctic charr *Salvelinus alpinus* in Tingvallavatn, Iceland. – Biol. J. Linn. Soc. 38: 281–301.
- Svanbäck, R. and Eklöv, P. 2002. Effects of habitat and food resources on morphology and ontogenic growth trajectories in perch. – Oecologia 131. 61–70.
- Tammi, J., Rask, M. ja Olin, M. 2006. Kalayhteisöt järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. – Alustavan luokittelujärjestelmän perusteet. – Kala- ja riistaraportteja 383. 51 s. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Helsinki.
- Voutilainen, A. 2006. Verkkosaaliin perusteella arvioitu kalayhteisön rakenne pienissä pohjoiskarjalaisissa humusjärvissä. – Pro gradu -tutkielma. – 53 s. Joensuun yliopisto.
- Webb, P.W. 1984. Body form, locomotion and foraging in aquatic vertebrates. – Am. Zool. 24: 107–120.
- Webb, P.W. and Weihs, D. 1986. Functional locomotor morphology of early life history stages of fishes. – Trans Am. Fish. Soc. 115. 115–127.

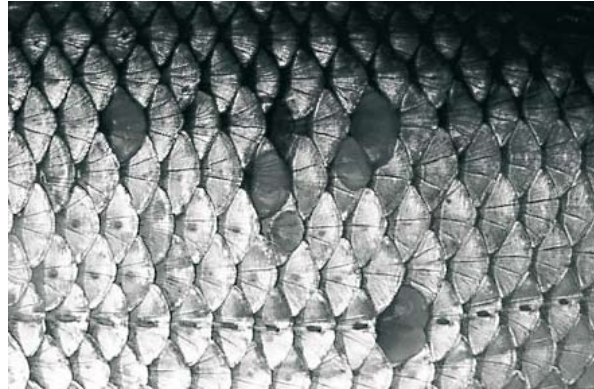
Epidermaalisen papillomatoosin esiintyminen viidessä pienessä, runsashumuksisessa pohjoiskarjalaisessa metsäjärvessä

Jouni Taskinen

1 Johdanto

EU:n vesipolitiikan puitedirektiivi (2000/60/EY) edellyttää pintavesien (järvet, joet ja rannikko-vedet) tyypittelyä ja ekologista luokittelua. Suomalaisessa tyypittelyjärjestelmässä järvet jaetaan 12 tyyppiin (Vuori ym. 2006). Järvien ekologinen luokittelu tapahtuu neljän biologisen muuttujan (kasviplankton, vesikasvit, pohjaeläimet ja kalat) perusteella. Lisäksi luokittelussa käytetään hydrologis-morfologisia ja fysikaalis-kemiallisia tekijöitä biologisen luokittelun tukena. Kalastosta seurattavia laatutekijöitä ovat koostumus, runsaussuhteet ja ikärakenne. Kyseisten tekijöiden pohjalta on kehitetty yhdeksän muuttujaa sisältävä kalayhteisöindeksi, jonka avulla ekologinen luokittelu tapahtuu (Tammi ym. 2006). Luokittelun perustana ovat ns. ekologiset laatusuhteet (ecological quality ratio, EQR), jotka kuvaavat kohdevesistöstä havaittujen muuttujien arvojen poikkeamaa luonnontilaisista vertailuarvoista.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli testata uusia, kalojen tauteihin perustuvia tutkimusmenetelmiä pienehköjen humusjärvien ekologisen tilan muutoksen toteamiseen. Tutkimuksessa selvitettiin myös menetelmän soveltuvuutta kalastusta harrastavien kansalaisten seurattavaksi kalastuksen ohessa. Viimeaikaiset tutkimukset Suomessa ovat osoittaneet, että särjellä esiintyvä ihokasvaintauti, papillomatoosi, heijastaa hyvin ympäristöstressiä suurissa järvissä (Korkea-aho ym. 2006a). Tästä syystä särjen papillomatoosi otettiin kohteeksi osana Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen vetämää ”Pohjois-Karjalan vesistöjen tilan parantaminen”-hanketta, jonka tavoitteena on selvittää hajakuorituksen rasittamien tummavetisten järvien ekologista tilaa ja siihen vaikuttavia tekijöitä. Särjen



Kuva 1. Epidermaalisen papillomatoosin peittämiä suomuja särjen (*Rutilus rutilus* L.) kyljestä. Papilloomakasvaimet näkyvät kuvassa tumman harmaina suomujen päällä. Valokuva: Teemu Jokelainen.

papillomatoositutkimuksen kohdejärviksi valittiin viisi järveä niiden järvien joukosta, joista selvitettiin kalayhteisöjen rakennetta ja testattiin suomalaisen kalayhteisöindeksin toimivuutta pienten humusjärvien ja runsashumuksisten järvien ekologisen tilan luokittelussa.

Papillomatoosi on virusperäinen kalatauti, jossa kalan ihoon (epidermaalinen papillomatoosi) muodostuu kasvaimia (kuva 1 ja 2). Kasvaimet ovat paljain silmin havaittavissa. Särjellä papillomatoosia esiintyy eri tyyppisissä järvissä. Taudin esiintymisessä on havaittavissa selvä vuodenaikaisuus siten, että runsaimmillaan papilloomakasvaimet ovat keväällä (Kortet ym. 2002). Papillomatoosin esiintymisessä on myös sukupuoliriippuvuus siten, että taudin intensiteetti, kasvainten lukumäärä, on korkeampi koiraille kuin naarailla (Korkea-aho ym. 2006b).

2 Aineisto ja menetelmät

2.1

Tutkimusjärvet

Papillomatoositutkimusjärvet olivat Petkeljärvi, Harkkojärvi, Koppelojärvi, Tuopanjärvi ja Pusonjärvi. (Osa I, kuva 1). Tutkimusjärvet valittiin niiden kahdeksan, eri puolilla Pohjois-Karjalaa sijaitsevan järven joukosta, joista selvitettiin kalayhteisöjen rakennetta ja testattiin suomalaisen kalayhteisöindeksin toimivuutta järvien ekologisen tilan luokittelussa (Osa I, kuva 1, taulukko 1). Papillomatoositutkimusjärivistä kaksi, Petkel- ja Pusonjärvi edustavat mahdollisia luonnontilaisia järviä. Puson- ja Tuopanjärvi kuuluvat järviyhteytyypin 2 (pienet humusjärvet) ja Petkel-, Harkko- sekä Koppelojärvi tyypin 6 (runsashumuksiset järvet). Kaikkia järviä yhdistävä tekijä on korkea humuspitoisuus (väriluku vähintään 30 mg Pt l⁻¹) ja alle viiden neliökilometrin koko.

Papillomatoositutkimusjärvien lähivaluma-alueiden koot vaihtelivat Petkeljärven 2 610 hehtaaria Koppelojärven 10 596 hehtaariin (taulukko 2). Tuopan-, Petkel-, ja Harkkojärvellä on lähivaluma-alueen lisäksi kaukovaluma-alueet. Koppelo-, ja Pusonjärveä voidaan pitää latvavesinä.

Järvien valuma-alueille on määritetty maankäyttö Corine 2000 satelliittikuva-aineiston avulla ja laskettu ravinnekuormitus ominaishuhtoumakertoimien ja em. satelliittikuvista laskettujen maankäyttöalueiden mukaan. Kokonaisravinnekuormat ovat laskennallisia arvioita, joihin on huo-

mioitu em. maankäyttö sekä viimeisen 10 vuoden aikana tehdyt metsäojitukset. Raportin maankäyttö- ja kuormitusosiossa keskitytään lähivaluma-alueiden maankäyttö- ja kuormitustietoihin.

Järvien valuma-alueista on suurin osa metsää. Maapinta-alasta metsän osuus vaihtelee 84–94 %, turvemaan osuus 22–39 % ja maatalousmaan osuus 0,1–3% (taulukko 2).

Järvien lähivaluma-alueiden ravinnekuormitus koostuu pääosin luonnonhuuhtoumasta ja ilmalaskeumasta. Luonnonhuuhtouma on ihmisvaikutuksesta riippumatonta, maaperästä sateen ja muiden sääilmiöiden irrottamaa ravinnetta, joka kulkeutuu vesistöön. Ilmaperäinen kuormitus on ilmavirtauksien ja sateen mukana tulevaa kuormaa suoraan järveen. Ihmistoiminta, kuten metsien hakkuu, ojitus ja maanviljely valuma-alueella lisäävät huuhtoutuvaa ravinmäärää.

Tutkimusjärvien lähivaluma-alueelta tuleva laskennallinen vuotuinen fosforikuorma vaihtelee välillä 250–980 kg ja typpiikuormitus välillä 7 300–31 500 kg (taulukko 2). Luonnonhuuhtouman osuus on suurin suurimmalla osalla valuma-alueita, fosforin osalta 33–53 % ja typen 23–40 %. Metsätaloustoimenpiteiden osuus kuormituksesta on korkein Koppelojärvellä, missä se on fosforista 16 % ja typestä 43 % ja matalin Petkeljärvellä. Ojitusintensiteetti, mikä kertoo ojаметrien määrän valuma-aluehehtaaria kohti (mukana kaikki alle 2 m leveät ojat), on korkein Koppelo- ja Tuopanjärven lähivaluma-alueella ja matalin Petkel- ja Harkkojärvellä.

Taulukko 1. Tutkimusjärvien järviyhteytyppi, pinta-ala ja keskisyvyys sekä heinä-elokuussa 2005 mitatut vesikemialliset tiedot (päälyysvesi/alusvesi).

Järvi	Tyyppi	Pinta-ala ha	Keskisyvyys m	Väriluku mg Pt l ⁻¹	pH	Fosfori µg l ⁻¹	Typpi µg l ⁻¹	Klorofylli a µg l ⁻¹
Petkeljärvi	6	176	3,1	160/180	6,2/5,8	19/28	380/520	11
Harkkojärvi	6	437	3,5	100/140	6,7/6,0	11/16	400/620	7
Koppelojärvi	6	471	4,6	110/120	6,7/5,6	13/11	520/530	44
Tuopanjärvi	2	316	4,4	80/80	6,8/6,1	11/12	480/690	18
Pusonjärvi	2	165	7,3	70/80	7,0/6,2	6/6	470/570	3

Kalanäytteiden hankinta ja käsittely sekä tilastolliset analyysit

Tutkimuslajina oli särki (*Rutilus rutilus* L.), koska särjen papillomatoosin esiintyvyyden (prevalenssi, sairastavien kalojen osuus %) on aikaisemmissa tutkimuksissa havaittu kytkeytyneen vesistön tilaan (Kortet ym. 2002, Korkea-aho ym. 2006a). Tutkimuksessa käytetty kala-aineisto hankittiin kevättälvella pilkkimällä ja keväällä verkoilla, koska papillomatoosin vuodenaikainen esiintyminen on kevättälvella ja keväällä korkeimmillaan (Kortet ym. 2002). Pyyntiajankohdat ja kalojen lukumäärät on esitetty taulukossa 3. Kalojen lukumäärä vaihteli 26:sta 74:ään kalaan, paitsi Pusonjärvessä, mistä ei useista pyyntiyrityksistä huolimatta onnistuttu saamaan saaliiksi kuin kaksi särkeä (taulukko 3).

Kalat kuljetettiin tuoreena Joensuun yliopiston Ekologian tutkimusinstituutin kalalaboratorioon, missä ne tutkittiin kalastusta seuraavana päivänä. Ensimmäiseksi kalan iho tutkittiin silmämääräisesti ja sormin tunnustelemalla papilloomakasvainten havaitsemiseksi. Papilloomat näkyvät särjen iholle pieninä, yleensä yhden suomun peittävinä, 1–2

mm paksuina, vaaleina kasvaimina (kuva 1 ja 2). Taudin intensiteetti arvioitiin ns. suomupeittävyysindeksinä (Korkea-aho ym. 2006b), mikä lasketaan papilloomakasvainten peittämien suomujen lukumääränä. Tämän jälkeen mitattiin kalan kokonaispituus ja määritettiin kalan sukupuoli gonadeista, koska kalan koko ja sukupuoli vaikuttavat papillomatoosin esiintymiseen (Kortet ym. 2002).

Taudin esiintyvyyden kuvaajana käytettiin prevalenssia, mikä tarkoittaa tautia sairastavien kalojen osuutta kaikista tutkituista kaloista (%). Järvien välisiä eroja papillomatoosin prevalenssissa analysoitiin Fishers's Exact Test -testillä. Järvien välisiä eroja kalojen keskipituudessa tutkittiin varianssi-analyysillä (ANOVA) soveltaen LSD-menetelmää järvien parittaisiin vertailuihin. Lisäksi järvien välisiä eroja sukupuolijakaumissa analysoitiin χ^2 -testillä. Tilastotestit tehtiin käyttäen SPSS tilasto-ohjelmistoa.

Papillomatoosin seuraamisen soveltuvuutta kansalaisille kokeiltiin paikallislehteen laitettulla lehdistötiedotteella. Keväällä 2006 laitettiin lehtiin tiedote, jossa kyseltiin kansalaisten havaintoja tartunnan saaneista kaloista. Tiedotteessa kyseltiin, oliko joistakin järvistä saatu tartunnan saaneita kaloja ja niistä pyydettiin ilmoittamaan papillomatoosihankkeen vetäjälle.

Taulukko 2. Tutkimusjärvien lähivaluma-alueiden (Lva) ja kaukovaluma-alueiden (Kva) koko (ha), lähivaluma-alueen maankäyttömuotojen osuus maapinta-alasta (%), laskennallinen fosfori- ja typpikuormitus (kg a^{-1}), eri kuormituslähteiden (luonnonhuuhtouma, ilma, maatalous ja metsätalous) osuudet kokonaiskuormasta (P/N %) sekä ojitusintensiteetti (m ha^{-1}) (Kukkonen ym. 2007).

Järvi	Lva ha	Kva ha	Metsä %	Turve %	Maa- talous %	P kg a^{-1}	N kg a^{-1}	Luonnon- huuhtouma P/N %	Maa- talous P/N %	Metsä- talous P/N %	Ojat m ha^{-1}
Petkeljärvi	2 610	20 893	68	29	0,3	250	7 300	47/39	4/1	5/27	77
Harkkojärvi	2 667	14 938	64	31	0,1	260	8 520	43/31	3/2	11/38	77
Koppelojärvi	10 596	-	69	39	2,0	980	31 500	53/40	15/6	16/43	121
Tuopanjärvi	3 122	4 286	56	31	6,0	470	11 500	33/23	28/14	11/14	93
Pusonjärvi	2 346	-	62	22	3,0	260	7 500	44/33	19/10	14/41	81



3 Tulokset

Tautia tavattiin kahdessa järvessä, Petkeljärvessä ja Koppelojärvessä (taulukko 3). Petkeljärven näytteen 26:sta kalasta lähes kolmasosa sairasti papillomatoosia. Koppelojärven 74:stä kalasta yhdeltä löytyi papilloomakasvaimia. Harkkojärven (n = 30) ja Tuopanjärven (n = 61) kaloista tautia ei tavattu.



Kuva 2. Papillomatoosin vaivaama särki.

Pusonjärven näytemäärä (n = 2) ei ollut riittävä. Petkeljärvessä kasvaimet peittivät (taudin intensiteetti) sairaiden kalojen joukossa keskimäärin n. 12 suomua (taulukko 3).

Petkeljärven papillomatoosiprevalenssi oli tilastollisesti merkitsevästi korkeampi kuin Harkko-, Koppelo- tai Tuopanjärvessä (Fishers's Exact Test, $p < 0,001$). Kalojen keskipituudet erosivat järvi- en välillä tilastollisesti merkitsevästi toisistaan (ANOVA, $F_3, 190 = 110,227$, $p < 0,001$). LSD-menetelmällä tehdyt parittaiset vertailut paljastivat, että Petkeljärven kalat olivat keskipituudeltaan tilastollisesti merkitsevästi kookkaampia kuin Harkkojärven ($p < 0,001$), Koppelojärven ($p < 0,001$) ja Tuopanjärven ($p < 0,001$) kalat (taulukko 3). Sukupuolijakautuman suhteen järvet erosivat myös toisistaan tilastollisesti merkitsevästi (χ^2 -testi, $\chi^2 = 12,469$, $df = 3$, $p < 0,001$). Petkeljärven kaloissa koiraiden osuus oli kaikista järvistä pienin, hieman yli kymmenen prosenttia (taulukko 3).

Taulukko 3. Kalojen pyyntiajankohdat vuoden 2006 aikana (Pvm), pyyntitapa, pyydettyjen ja tutkittujen kalojen lukumäärä (n), kalojen keskipituus \pm keskiarvon keskivirhe, koiraiden osuus, papillomatoosin prevalenssi (sairastavien kalojen osuus %) ja papilloomatoosin intensiteetti (kasvainten peittämien suomujen lukumäärän keskiarvo sairaiden kalojen joukossa \pm keskiarvon keskivirhe).

Järvi	Pvm	Pyyntitapa	n	Pituus mm	Koiraiden osuus %	Prevalenssi %	Intensiteetti
Petkeljärvi	28.5.	verkko	26	194 \pm 2	11,5	30,8	11.5 \pm 7.6
Harkkojärvi	7.6.	verkko	30	151 \pm 3	25,0	0	-
Koppelojärvi	19.4.	pilkki	74	152 \pm 2	20,3	1,4	-
Tuopanjärvi	6.–7.4.	pilkki	61	136 \pm 2	42,6	0	-
Pusonjärvi	8.–10.4	pilkki	2	-	-	-	-



4 Tulosten tarkastelu

Aikaisemmat, suurikokoisilla järvillä tehdyt tutkimukset viittaavat siihen, että särjen papillomatoosin esiintymisprevalenssi heijastaa hyvin ympäristöstressin määrää siten, että korkeimmat prevalenssit järvien sisällä tavataan asutus- ja teollisuusjätevesien kuormittamilla alueilla (Korkea-aho ym. 2006a). Tässä tutkimuksessa taudin esiintyvyys oli korkein luonnontilaiseksi luokitellulla Petkeljärvellä. Saatu tulos viittaa siihen, että särki-papillomatoosin systeemi ei sopisi ympäristön tilan indikaattoriksi pienille järville. Tässä tutkimuksessa kohteena olleet järvet olivat latvajärviä tai valuma-alueen yläosissa sijainneita järviä. Saatu tulos voi johtua siitä, että papillomatoosia aiheuttava virus ei ole levinnyt kaikkiin kohteena olleisiin järviin. Pienet latvajärvet ovat eristyneempiä kuin suuret keskusjärvet, mistä syystä tauti saattaa esiintyä latvajärvissä vain satunnaisesti. Taudin esiintyminen Koppelojärvestä osoittaa kuitenkin sen, että papillomatoosi voi esiintyä myös latvajärvissä.

Korkein papillomatoosin prevalenssi tavattiin Petkeljärvessä, missä on myös korkein väriluku. Viidestä tutkimusjärvestä papillomatoosia esiintyi kahdessa korkeimman väriluvun omaavassa järvestä, mikä voi viitata taudin esiintymisen ja korkean humuspitoisuuden väliseen yhteyteen.

Papillomatoosi esiintyy särjellä runsaampana koirailta kuin naarailla ja taudin prevalenssi kasvaa

kalan koon kasvaessa (Kortet ym. 2002, Korkea-aho ym. 2006b). Petkeljärven kalat olivat kooltaan suurempia kuin muiden järvien kalat, mikä voi osaltaan selittää taudin korkeaa esiintymisastetta järvestä. Sukupuolijakauman eroilla Petkeljärven korkeaa tautiprevalenssia ei voi selittää, sillä koiraiden osuus Petkeljärven kaloissa oli pienempi kuin muissa järvissä.

Tutkimussärkien saanti kohteeksi valituista pienistä järvistä osoittautui hankalammaksi kuin aikaisemmissa, suurilla järvillä tehdyissä tutkimuksissa. Pusonjärvestä ei saatu riittävää kalamäärää useista pyyntiyrityksistä huolimatta. Särki-papillomatoosi systeemin käyttöä pienten järvien tilan luokittelussa saattaa siten haitata myös näytekalojen saatavuuden ongelmat.

Aikaisemmat tutkimukset särki-papillomatoosi systeemin käytöstä ympäristön tilan arvioinnissa ovat perustuneet (suurten) järvien sisäisten erojen tutkimiseen. Tässä työssä saadut tulokset viittaavat siihen, että järvien välisissä vertailuissa menetelmään tulee suhtautua varauksella. Jotta järvien välisiä eroja voitaisiin luotettavasti arvioida, tulisi järvien välisiin eroihin vaikuttavista tekijöistä olla enemmän tietoa. Yksi tärkeimmistä papillomatoositulosten tulkintaa vaikeuttavista tekijöistä, joita ei pystytä kontrolloimaan, on taudin esiintyvyys pienissä ja eristyneissä latvajärvissä.

LÄHTEET

- Kukkonen, M., Hassinen, A., Holopainen, A.-L., Hynynen, J., Kekäläinen J., Leppä M., Niinioja, R., Nykänen, J., Viljanen, M. ja Luotonen, H. 2007. Metsäjärvien tila ja tulevaisuus. Pohjois-Karjalan vesistöjen tilan parantaminen. Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen raportteja 8. 113 s.
- Korkea-aho, T., Partanen, J.M., Vainikka, A. and Taskinen, J. 2006a. Association between environmental stress and epidermal papillomatosis of roach (*Rutilus rutilus* L.). – Dis. Aquat. Org. 72: 1–8.
- Korkea-aho, T., Vainikka, A. and Taskinen, J. 2006b. Factors affecting the intensity of epidermal papillomatosis in populations of roach, *Rutilus rutilus* L., estimated as scale coverage. – J. Fish Dis. 29: 1–8.
- Kortet, R., Vainikka, A. and Taskinen, J. 2002. Epizootic cutaneous papillomatosis in roach (*Rutilus rutilus*): sex and size dependence, seasonal occurrence and between population differences. – Dis. Aquat. Org. 52: 185–190.
- Tammi, J., Rask, M. ja Olin, M. 2006. Kalayhteisöt järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. – Alustavan luokittelujärjestelmän perusteet. – Kala- ja riistaraportteja 383. 51 s. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Helsinki.
- Vuori, K-M., Bäck, S., Hellsten, S., Karjalainen, S.M., Kauppila, P., Lax, H-G., Lepistö, L., Londesborough, S., Mitikka, S., Niemelä, P., Niemi, J., Perus, J., Pietiläinen, O-P., Pilke, A., Riihimäki, J., Rissanen, J., Tammi, J., Tolonen, K., Vehanen, T., Vuoristo H. ja Westberg, V. 2006. Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet. – Suomen ympäristö 807. – 151 s. Suomen ympäristökeskus. Helsinki.

KUVAILEHTI

<i>Julkaisija</i>	Pohjois-Karjalan ympäristökeskus			<i>Julkaisu-aika</i> Joulukuu 2007
<i>Tekijä(t)</i>	Jukka Kekäläinen, Ari Voutilainen, Hannu Huuskonen ja Markku Viljanen			
<i>Julkaisun nimi</i>	Kalayhteisöt humusjärvien ekologisen tilan luokittelussa			
<i>Julkaisusarjan nimi ja numero</i>	Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen raportteja 5 / 2007			
<i>Julkaisun teema</i>				
<i>Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut</i>	Julkaisu on saatavana myös Internetissä www.ymparisto.fi/julkaisut			
<i>Tiivistelmä</i>	<p>Pohjois-Karjalan vesistöjen tilan parantaminen -hankkeen kalaosion ensimmäisessä osatutkimuksessa selvitetiin kahdeksan hajakuormituksen kuormittaman tummavetisen metsäjärven ekologista tilaa koekalastusten avulla. Hankkeessa hankittiin tietoa humusjärvien kalayhteisöjen rakenteesta ja testattiin suomalaisen kalayhteisöindeksin sekä ruotsalaisen FIX-indeksin toimivuutta järvien ekologisen tilan luokituksessa. Tulosten perusteella suomalainen indeksi luokitteli kaikki järvet erinomaiseksi, kun taas ruotsalaisen FIX-indeksin luokittelu erotteli järviä enemmän.</p> <p>Osatutkimuksessa ”Mitä ahventen morfologiset erot kertovat järvien ekologisesta tilasta?” vertailtiin ahventen morfologisten piirteiden eroja neljän hankejärven välillä ja kunkin järven sisällä. Ahventen tiettyjen morfologisten piirteiden erot voivat kuvastaa eroja ravinnonkäytössä ja siten antaa viitteitä kohdejärven heikentyneestä ekologisesta tilasta johtuen ravintoketjun vääristymisestä.</p> <p>”Epidermaalisen papillomatoosin esiintyminen viidessä pienessä, runsashumuksisissa pohjoiskarjalaisissa metsäjärvessä” -osatutkimuksessa testattiin papillomatoosi-kalatautiin perustuvaa tutkimusmenetelmää humusjärvien ekologisen tilan muutoksen toteamisessa. Tutkimuksessa selvitettiin myös menetelmän soveltuvuutta kalastusta harrastavien kansalaisten seurattavaksi kalastuksen ohessa.</p>			
<i>Asiasanat</i>	Humusjärvet, Pohjois-Karjala, kala, kalayhteisöt, rehevöityminen, metsätalous, hajakuormitus, ekologinen tila-arvio			
<i>Rahoittaja/ toimeksiantaja</i>	EAKR, ympäristöministeriö, Pohjois-Karjalan ympäristökeskus			
	ISBN 978-952-11-2869-1 (nid.)	ISBN 978-952-11-2870-7 (PDF)	ISSN 1796-1874 (pain.)	ISSN 1796-1882 (verkkoj.)
	Sivuja 46	Kieli Suomi	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta (sis.alv 8 %) 8 €
<i>Julkaisun myynti/ jakaja</i>	Pohjois-Karjalan ympäristökeskus			
<i>Julkaisun kustantaja</i>	Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, PL 69, 80101 Joensuu			
<i>Painopaikka ja -aika</i>	Edita Prima Oy, Helsinki 2007			

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Norra Karelens miljöcentral			Datum December 2007
Författare	Jukka Kekäläinen, Ari Voutilainen, Hannu Huuskonen och Markku Viljanen			
Publikationens titel	Kalayhteisöt humusjärvien ekologisen tilan luokittelussa (Fiskbestånden vid klassificering av det ekologiska tillståndet för humussjöar)			
Publikationsserie och nummer	Norra Karelens miljöcentrals rapporter 5 / 2007			
Publikationens tema				
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Publicationen finns tillgänglig också på internet www.ymparisto.fi/julkaisut			
Sammandrag	<p>I den första delundersökningen som ingick i fiskdelen av projektet "Utvärdering av tillståndet för vattendragen i Norra Karelen" utreddes med hjälp av provfiske det ekologiska tillståndet för åtta för spridd belastning utsatta mörka skogssjöar. Med projektet samlades information om fiskbeståndens struktur i humussjöarna och testades det finländska fiskbeståndindexets samt det svenska FIX-indexets användbarhet vid klassificering av sjöarnas ekologiska tillstånd. På basis av resultaten klassificerade det finländska indexet samtliga sjöar som utmärkta, medan åter det svenska FIX-indexets klassificering separerade sjöarna mera från varandra.</p> <p>Vad berättar abborrnarnas morfologiska skillnader om sjöarnas ekologiska tillstånd?. I den andra delundersökningen jämfördes skillnaderna i abborrnarnas morfologiska drag mellan fyra projektsjöar och i respektive sjö. Skillnaderna i vissa morfologiska drag hos abborrnarna kan beskriva skillnader i näringsintaget och således ge antydningar om att näringskedjan kan ha snedvridits på grund av att det ekologiska tillståndet för den undersökta sjön har försämrats.</p> <p>Förekomsten av epidermal papillomatos i fem små skogssjöar med humusrikt vatten i Norra Karelen. I den tredje delundersökningen testades en på fisksjukdomen papillomatos baserad metod för att undersöka förändringar i en humussjös ekologiska tillstånd. Med undersökningen klargjordes också hur lämplig metoden är för att medborgare med fiske som hobby skall kunna använda den vid sidan av fisket.</p>			
Nyckelord	Humus, sjöar, Norra Karelen, fiskbestånden, eutrofiering, skogsbruk, diffus belastning, ekologiska tillståndet,			
Finansiär/ uppdragsgivare	ERUF, Miljöministerie, Norra Karelens miljöcentral			
	ISBN 978-952-11-2869-1 (hft.)	ISBN 978-952-11-2870-7 (PDF)	ISSN 1796-1874 (print)	ISSN 1796-1882 (online)
	Sidantal 46	Språk Finska	Offentlighet Offentlig	Pris (inneh. moms 8 %) 8 €
Beställningar/ distribution	Norra Karelens miljöcentral			
Förläggare	Norra Karelens miljöcentral, PB 69, 80101 Joensuu, Finland			
Tryckeri/tryckningsort och -år	Edita Prima Oy, Helsingfors 2007			

DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	North Karelia Regional Environment Centre			<i>Date</i> December 2007
<i>Author(s)</i>	Jukka Kekäläinen, Ari Voutilainen, Hannu Huuskonen and Markku Viljanen			
<i>Title of publication</i>	Kalayhteisöt humusjärvien ekologisen tilan luokittelussa (Fish community data in determining the ecological status of humic lakes)			
<i>Publication series and number</i>	Reports of the North Karelia Regional Environment Centre 5 / 2007			
<i>Theme of publication</i>				
<i>Parts of publication/ other project publications</i>	This publication is also available in the Internet www.ymparisto.fi/julkaisut			
<i>Abstract</i>	<p>The first study in the fish subproject of the Improving the Status of North Karelian Lakes project employed trial fishing to study the ecological status of eight forest lakes with brown water suffering from diffuse pollution. The project produced data on the structure of fish communities in humic lakes and tested the feasibility of the Finnish fish community index and the Swedish FIX index in classifying the ecological status of lakes. The results showed that the Finnish index classified all the lakes as having a high ecological status, whereas the Swedish FIX index produced a more varied classification.</p> <p>What do morphological differences in perch reveal about a lake's ecological status? The second study compared differences in the morphological traits of perch in the four project lakes and within each lake. Differences in certain morphological traits can mirror differences in the use of nutrients and thus provide clues about impaired ecological status due to distortions in the food chain.</p> <p>Occurrence of epidermal papillomatosis in five small humic forest lakes in North Karelia. The third study tested a research method based on the fish disease papillomatosis in discovering changes in the ecological status of humic lakes. The study also sought to find out whether the method could be used by sport fishermen to contribute to the monitoring.</p>			
<i>Keywords</i>	Humus, lakes, North Karelia, fish community, eutrophication, forestry, diffuse loading, ecological status			
<i>Financier/ commissioner</i>	ERDF, The Finnish Ministry of Environment, North Karelia Regional Environment Centre			
	ISBN 978-952-11-2869-1 (pbk.)	ISBN 978-952-11-2870-7 (PDF)	ISSN 1796-1874 (print)	ISSN 1796-1882 (online)
	No. of pages 46	Language Finnish	Restrictions Public	Price (incl. tax 8 %) 8 €
<i>For sale at/ distributor</i>	North Karelia Regional Environment Centre			
<i>Financier of publication</i>	North Karelia Regional Environment Centre, P.O.Box 69, FIN-80101 Joensuu, Finland			
<i>Printing place and year</i>	Edita Prima Oy, Helsinki 2007			



POHJOIS-KARJALAN
YMPÄRISTÖKESKUS

JOENSUUN
YLIOPISTO



RIISTAN- JA KALANTUTKIMUS



ISBN 978-952-11-2869-1 (nid.)

ISBN 978-952-11-2870-7 (PDF)

ISSN 1796-1874 (pain.)

ISSN 1796-1882 (verkkokj.)